

ambiente rischio comunicazione

Quadrimestrale di analisi e monitoraggio ambientale

numero 7
dicembre 2013

BONIFICA DI SITI CONTAMINATI

amra

■ analysis and monitoring of environmental risk

In questo numero:

BONIFICA DI SITI CONTAMINATI

Editoriale

Ugo Leone

Oltre le bonifiche

Simonetta Tunesi

La bonifica di siti contaminati: un approccio divulgativo

Daniele Cazzuffi, Ilaria Pietrini

Analisi di rischio applicata ai siti contaminati

Renato Baciocchi, Iason Verginelli

Tecnologie avanzate per la bonifica di siti contaminati

Federico G.A. Vagliasindi, Pietro P. Falciglia

Le acque sotterranee nella “Terra dei fuochi”

Daniela Ducci

Ipotesi di ripериметizzazione del sito di interesse nazionale di Bagnoli-Coroglio (Napoli)

Francesco Pirozzi

La bonifica di siti contaminati da amianto: il caso ex Rhodiatoce

Raffaele Cioffi, Francesco Colangelo, Marco de Pertis, Antonio Beneduce

Un esempio concreto, la bonifica intelligente della Ruhr

Pietro Greco

I numeri precedenti:

RISCHIO SISMICO

GESTIONE DEI RIFIUTI URBANI

DISSESTO IDROGEOLOGICO

DECIDERE NELL'INCERTEZZA

CHE SUCCEDERAI AI CAMPI FLEGREI?

RIFIUTI SPECIALI

Tutti i numeri di *Ambiente Rischio Comunicazione* possono essere scaricati gratuitamente dai siti www.amracenter.com e www.doppiavoce.it.

**Ambiente
Rischio
Comunicazione**

Quadrimestrale
di analisi e monitoraggio
ambientale

Direttore scientifico
Paolo Gasparini

Direttore responsabile
Ugo Leone

Comitato editoriale
Umberto Arena, Attilio Belli,
Paolo Capuano, Lucia
Civetta, Paolo Gasparini,
Maurizio Giugni, Pietro
Greco, Iunio Iervolino,
Tullio Jappelli, Ugo Leone,
Gaetano Manfredi, Aldo
Zollo

Segreteria di redazione
Lucia Malafronte

Editore
Doppiavoce
via Monte di Dio, 5
80132 Napoli
tel./fax 081 7648720
www.doppiavoce.it
dv@doppiavoce.it
*redazione, progetto grafico,
impaginazione*

Stampa
Officine Grafiche Francesco
Giannini & Figli S.p.A.
via Cisterna dell'Olio 6/B
80134 Napoli

Registrazione n. 72
del 28 settembre 2011
presso il Tribunale di Napoli

ISSN 2240-1520

Iscrizione al ROC n. 21632

Finito di stampare nel mese
di gennaio 2014

AMRA
Via Nuova Agnano, 11
80125 Napoli
tel. 081 7685125
www.amracenter.com
info@amracenter.com

Sommario

**numero 7
dicembre 2013**

BONIFICA DI SITI CONTAMINATI

Editoriale <i>Ugo Leone</i>	2
Oltre le bonifiche <i>Simonetta Tunesi</i>	4
La bonifica di siti contaminati: un approccio divulgativo <i>Daniele Cazzuffi, Ilaria Pietrini</i>	12
Analisi di rischio applicata ai siti contaminati <i>Renato Baciocchi, Iason Verginelli</i>	18
Tecnologie avanzate per la bonifica di siti contaminati <i>Federico G.A. Vagliasindi, Pietro P. Falciglia</i>	28
Le acque sotterranee nella “Terra dei fuochi” <i>Daniela Ducci</i>	39
Ipotesi di ripериметizzazione del sito di interesse nazionale di Bagnoli-Coroglio (Napoli) <i>Francesco Pirozzi</i>	49
La bonifica di siti contaminati da amianto: il caso ex Rhodiatocce <i>Raffaele Cioffi, Francesco Colangelo, Marco de Pertis, Antonio Beneduce</i>	67
Un esempio concreto, la bonifica intelligente della Ruhr <i>Pietro Greco</i>	78
Notiziario AMRA	82
Gli autori	84

Editoriale

Ugo Leone

In un convegno a Pozzuoli sul tema *Rifiuti tossici e salute: che fare?* è stata molto elogiata la nostra rivista per avere affrontato il problema dei rifiuti, con particolare riguardo al numero sui “rifiuti speciali”. In quella occasione fu anche annunciata con interesse la notizia che il numero seguente, questo, appunto, sul quale scrivo sarebbe stato dedicato alle bonifiche, dando per scontato che bonifica significhi risanare le terre distrutte in Campania dal criminale interrimento di rifiuti tossici.

Va detto subito che bonifica è anche questo, ma come ben si dice in questo numero, non è solo questo e, comunque, come avverte Simonetta Tunesi, la messa in sicurezza non è la bonifica invitando a guardare oltre le bonifiche. E, aggiungerei, oltre i rifiuti, di qualunque tipo.

Innanzitutto i siti industriali o ex industriali e ora dismessi. Siti nei quali in più casi le industrie hanno lasciato tracce pericolose e da bonificare della loro presenza per essere poi recuperate per altri e diversi cicli produttivi. Sulle modalità e gli obiettivi del recupero e di quello che viene opportunamente definito il riempimento dei vuoti, molto si è discusso e si discute ed esiste sull'argomento un'ampia letteratura. Ma una cosa è data per certa ed è che se i siti ex industriali sono stati anche contaminati per il tipo di lavorazioni e/o per i residui industriali, quelle aree

prima di essere recuperate e riutilizzate devono essere bonificate. In genere gli insediamenti industriali dismessi sono sorgenti di potenziale contaminazione perché spesso il blocco temporaneo o definitivo, delle attività produttive comporta l'abbandono, all'interno degli stabilimenti, anche di materiali inquinanti. Per questi motivi il problema della riutilizzazione delle aree industriali dismesse è di importanza prioritaria sia in termini di salvaguardia dell'ambiente che in termini di sviluppo economico compatibile con il mantenimento di una buona qualità ambientale. Sono queste le aree nelle quali secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità si registrano oltre 800 morti all'anno con un trend che non accenna a diminuire. Il dato è significativo dell'esistenza di un importante problema di sanità pubblica nelle aree a rischio che suggerisce l'opportunità di interventi di risanamento ambientale e programmi di monitoraggio sanitario per la popolazione. E propone urgente l'esigenza di uscire dalla lunga “stagione dei veleni” che ha lasciato in eredità aree minerarie, centri siderurgici, complessi chimici e petrolchimici con un carico ad elevatissimo rischio di contaminazione.

In Italia si calcola che i siti potenzialmente inquinati siano circa 13.000. Tra questi, 57 sono sotto la giurisdizione statale e vengono indicati come SIN, Siti di Interesse Nazionale. La loro estensione che varia dai pochi ettari ai

442.573 del Sulcis, interessa 821.000 ettari di “aree di terra” e 340.000 “di mare”. In totale il 3% del territorio nazionale, ma si tratta del 12% del territorio di pianura quasi il 35% del quale in territorio urbanizzato. In questi siti, evidentemente, come attesta l'indagine *Sentieri*, promossa dal ministero della Salute e coordinata dall'Istituto Superiore di Sanità, la sicurezza e la salute dei cittadini sono in condizioni di grave rischio. Il che propone anche come compito non differibile la necessità di intervenire con opere di bonifica che fermino morbilità e mortalità e ridiano sicurezza al territorio e vivibilità all'ambiente. Ci si aspetterebbe che a tutto ciò corrispondesse un cantiere aperto con rassicuranti interventi. Ma, come attestano gli interventi in questo numero non è così. E non è così anche malgrado gli impatti importanti che questi interventi avrebbero non solo in termini, per così dire, etici ma anche in termini economici.

In un'area di ben altra massiccia industrializzazione e urbanizzazione, come la Ruhr in Germania ci sono riusciti. In questa regione (4.432 kmq di superficie, oltre 6 milioni di abitanti, 142 miniere di carbone, 31 porti industriali fluviali, 1.400 km di autostrade e tangenziali) per contrastare i fenomeni di progressivo declino economico e di fortissimo

inquinamento ambientale, nel 1989 alcuni comuni si consorziarono per dar vita ad una importante operazione di risanamento del territorio. Dopo 15 anni l'operazione era pienamente riuscita. E l'esempio più rilevante consiste nel Parco Paesistico di 320 kmq, distribuito lungo gli 800 kmq del territorio fluviale dell'Emscher. L'Emscher era in origine un fiume canalizzato e usato come fogna a cielo aperto per la zona industriale. La sua riconversione a parco in un contesto caratterizzato da fabbriche e miniere dismesse, colline di scorie industriali, fasci ferroviari e stradali, fiumi trasformati in fogne a cielo aperto, elevati livelli di inquinamento atmosferico, sviluppo urbanistico disordinato, tasso di disoccupazione tra i più alti d'Europa; è diventata simbolo dell'intervento di trasformazione dell'ex bacino industriale della Ruhr

Quanto questa esperienza sia un modello percorribile lungo lo stesso itinerario percorso in Germania può essere oggetto di discussione; ma sono fuori discussione la necessità degli interventi e la possibilità di realizzarli con successo come attesta il modello tedesco e come ricorda, in modo approfondito e documentato Pietro Greco a chiusura di questo numero.

Oltre le bonifiche

Simonetta Tunesi

Il successo degli interventi di bonifica dipende dall'integrazione di quattro processi: conoscenza del problema e definizione degli obiettivi di bonifica; soluzione del problema; gestione del rischio residuo; controlli della qualità ambientale e della validità delle stime nel tempo. Con l'obiettivo di risanare le principali aree industriali e le grandi aree di discarica e di avviare, il risanamento dei siti di proprietà privata di dimensioni e impatto minori furono previsti finanziamenti nazionali e regionali. I risultati avrebbero dovuto essere la restituzione a usi diversificati di ampi pezzi di territorio e la continuazione delle attività produttive nelle aree a grande rilevanza sociale; la protezione della salute dei cittadini; lo sviluppo e il consolidamento di settori innovativi: industriali, dei servizi, della ricerca. Questi obiettivi non sono stati raggiunti, la maggioranza dei problemi non sono stati risolti e i Siti di Interesse Nazionale sono ancora vittime di procedure burocratiche. Comunque, la messa in sicurezza non è la bonifica.

Dove comincia e dove finisce una bonifica: intreccio tra la chimica ambientale e le necessità di un territorio

Portare a termine la bonifica di un sito inquinato è un'operazione complessa; richiede da un lato la conoscenza dettagliata dell'ambiente e dei meccanismi con cui il sito esercita il proprio impatto e dall'altro la definizione di obiettivi chiari rispetto alle funzioni a cui si intende recuperare il territorio impattato. Entrambi questi aspetti sono complessi di per sé, doverli addirittura mettere insieme richiede che la progettazione e l'approvazione degli interventi di bonifica siano condotte su basi di forte competenza scientifica, amministrativa e istituzionale. Ampiezza delle competenze e complessità della progettazione discendono anche dal fatto che gli obiettivi che la norma pone al risanamento possono variare da un estremo – bonificare per mantenere attiva un'area industriale – all'altro – *ripristinare* un'area di alto valore naturale, per restituirla al territorio e alla comunità.

Questa complessità e la constatazione che l'etichetta 'da bonificare' influenza direttamente il valore economico dei suoli spiegano perché la normativa sulle bonifiche, a differenza delle normative sulla qualità di acque, aria ed emissioni in atmosfera, è presente in un numero ridotto di nazioni e non è uniforme-

mente distribuita tra i membri dell'UE. Non esiste alcuna direttiva che renda obbligatoria la bonifica da parte dei responsabili dell'inquinamento, mentre esistono direttive comunitarie sul danno ambientale e sulla definizione dei reati ambientali.

Il fatto che la normativa italiana non discenda da una direttiva europea rende ancora più significativa la sfida che si è giocata in Italia negli ultimi quindici anni e più importante interrogarsi su efficacia e motivi del fallimento dell'applicazione normativa.

Differenza tra rischio potenziale e reale

Proprio perché bonificare è un'operazione che richiede di integrare più livelli decisionali, è necessario che sia il proponente del progetto di bonifica sia il controllore conoscano approfonditamente, o almeno siano ben consapevoli, dei fattori – scientifici, amministrativi e istituzionali – che intervengono a rendere possibile il risanamento di un sito. Questo significa che ogni soggetto coinvolto nelle procedure normative che conducono alla bonifica di un sito inquinato deve essere in grado di interpretare problema e soluzioni attraverso un **approccio al tempo stesso integrato e sito specifico**: utilizzando di concerto tutti gli elementi che contribuiscono al risultato, rifuggendo dal fissarsi sull'uti-

lizzo di uno solo di questi strumenti (i limiti tabellari) ma sapendo adattare vincoli e obiettivi alla realtà specifica del sito oggetto di intervento.

Affinché le bonifiche siano operazioni praticabili e realmente attuate è necessario:

- **individuare gli obiettivi del risanamento e progettare la bonifica di ogni singolo sito integrando tutti i seguenti elementi:** grado e natura della contaminazione delle diverse matrici ambientali; caratteristiche ambientali e territoriali; tecnologie di bonifica applicabili; stima e gestione del rischio; valutazione degli usi a cui restituire il sito attraverso gli strumenti della pianificazione;
- **differenziare gli approcci e le metodologie da adottare nel valutare gli impatti e progettare il risanamento del sito contaminato da quelli da adottare per l'area esterna impattata dal sito:** l'area esterna è stata oggetto non soggetto dell'inquinamento e questo modifica profondamente l'impatto sui bersagli e l'intensità degli interventi richiesti;
- vedere nelle bonifiche dei siti inquinati **un'occasione di stimolo allo sviluppo di rilevanti settori industriali e di ricerca scientifica.**

Gli obiettivi di bonifica possono essere definiti secondo due approcci:

1. la normativa stabilisce concentrazioni standard predefinite non sito specifiche, da raggiungere in qualunque sito;
2. pur se affiancata da valori tabellari, è con l'analisi di rischio sito specifica (AdR) che si definiscono per ogni sito le concentrazioni da raggiungere nelle diverse matrici ambientali affinché non si abbia rischio per la salute pubblica.

La validità dello stabilire obiettivi sito specifici deriva dal fatto che le caratteristiche del suolo variano lungo una ampia gamma di proprietà: si va da suoli sabbio-

si, permeabili, con bassissima capacità di assorbimento dei contaminanti che sono ceduti alle acque sotterranee, a suoli argillosi, impermeabili, ad elevata capacità di trattenere gli inquinanti alla superficie e impedirne il rilascio nelle acque. Questo spiega perché più di altri interventi di risanamento ambientale, la bonifica dei suoli e delle acque sotterranee richiede la comprensione di numerosi processi chimico-fisici e biologici con cui interpretare destino e diffusione delle sostanze inquinanti nelle matrici ambientali.

In sintesi: l'efficacia delle tecnologie di bonifica è governata dalla chimica-fisica e dalla microbiologia del suolo e delle sostanze pericolose, non dal desiderio di raggiungere una lista di concentrazioni pre-definite (tabelle) o pre-calcolate (l'analisi di rischio).

L'impostazione centralistica dell'applicazione normativa in Italia ha incentrato tutto sul raggiungimento dei valori di concentrazione tabellari, fermandosi all'assunzione che ogni presenza di sostanze pericolose si traduca in diffusione nell'ambiente e questa in rischio per la salute: assumendo cioè che ogni pericolo potenziale fosse anche immediatamente reale.

Il fallimento di questo approccio 'potenzialista', che oltre ad essere rigido non ha dato spazio alle competenze scientifiche, tecniche e di uso territoriale che avrebbero permesso di trattare ogni sito come un caso a se, è sotto gli occhi di tutti.

Per evitare di irrigidire la normativa e portarla al fallimento, sarebbe stato necessario comprendere che le caratteristiche della matrice suolo – la sua forte eterogeneità, il suo potere tampone – e i rapporti di scambio con le acque sotterranee richiedono un approccio diverso da quello impiantistico, quale quello adottato nella depurazione degli scarichi idrici industriali, in cui una certa tipologia di impianto è potenzialmente utilizzabile sulle acque di fognatura di tutta Italia.

L'analisi di rischio avrebbe dovuto essere usata come uno degli strumenti con cui includere questa eterogeneità nello stabilire gli obiettivi di bonifica e progettare gli interventi con cui impedire l'esposizione della popolazione; l'AdR infatti supera l'approccio 'potenzialista' perché individua le reali connessioni quantitative tra sorgenti, veicoli e bersagli della contaminazione e permette di progettare molto più efficacemente rispondendo ai rischi attivi, tralasciando i rischi che da potenziali non si traducono nel caso specifico in esame in rischi reali.

L'AdR inoltre dà rilievo al fatto che le sostanze pericolose si comportano seguendo caratteristiche che permettono di distinguerle per gruppi, ad es. i metalli pesanti non assomigliano neppure lontanamente ai composti aromatici, mentre l'approccio 'potenzialista' schiaccia tutte queste conoscenze e non distingue tra i diversi meccanismi di diffusione, rendendo impossibile impostare gli interventi di bonifica in modo da focalizzarsi sulle sostanze prioritarie.

Incertezza e successo degli interventi di bonifica

La complessità del comprendere il problema e progettare gli interventi è ampliata dall'incertezza associata al dover descrivere e intervenire su matrici ambientali eterogenee – suolo, sottosuolo e acque sotterranee – le cui proprietà possono variare nello spazio di pochi metri. Questa eterogeneità rende difficile stimare in anticipo l'efficacia dell'applicazione delle tecnologie di bonifica *in situ*, ad esempio perché la distribuzione dei reagenti insufflati nel suolo non sarà omogenea e prevedibile, ma sarà influenzata da fratture, porosità, variabilità geologica, portata dell'acquifero. L'incertezza associata allo stabilire gli obiettivi di bonifica è ampliata anche

dall'incertezza dell'applicare agli umani parametri tossicologici ricavati da esperimenti su animali o studi in vitro; vi è poi l'incertezza associata alla selezione delle equazioni e dei parametri che le compongono sulla base dei quali si calcola il valore del rischio.

A causa delle numerose fonti di incertezza, l'AdR non può essere vista come un metodo per ottenere valori che diventano 'nuove tabelle', sostituendo una rigidità con un'altra. La complessità dell'inquinamento e dei percorsi di esposizione non può essere risolta dai soli numeri ma va affrontata integrando l'individuazione dei valori di concentrazione con:

- l'applicazione delle tecnologie di bonifica, a costi sostenibili, per produrre la riduzione della presenza delle sostanze pericolose nelle matrici ambientali;
- la definizione di usi e funzioni del sito e del territorio esterno da risanare che contribuiscano a ridurre l'impatto del sito a seguito degli interventi di risanamento;
- la verifica delle ipotesi di rischio con controlli di durata sufficientemente lunga.

Diviene quindi chiaro che il successo degli interventi di bonifica non dipende da un unico fattore ma si compone dall'integrazione di quattro processi:

1. **conoscenza del problema e definizione degli obiettivi di bonifica**, sulla base anche dei risultati dell'AdR, per lo specifico sito e per il territorio impattato: adeguatezza della caratterizzazione ma anche della flessibilità degli obiettivi della pianificazione;
2. **soluzione del problema**: analisi delle tecnologie e selezione degli scenari tecnologici applicabili al sito. Non c'è una soluzione 'buona per tutti': la soluzione la si trova integrando le conoscenze scientifiche con la definizione degli obiettivi di pianificazione;
3. **gestione del rischio residuo**: che si avvale dei risultati dell'AdR, del-

- la protezione data dalle misure di messa in sicurezza, di limitazioni e modifiche all'uso;
4. **controlli** della qualità ambientale e della validità delle stime nel tempo.

Come ottimizzare tempi, modi e uso della caratterizzazione ai fini della bonifica? Il modello concettuale questo grande incompreso

Alla base dell'AdR vi è la formulazione di un Modello Concettuale. Si parte dal MC Preliminare che, sulla base di una conoscenza iniziale del sito, individua le relazioni qualitative e potenziali tra tutte le potenziali *sorgenti*, tutti i potenziali *veicoli* della diffusione e tutti i potenziali *ricettori* della contaminazione. Il MCP formula ipotesi su quali siano le vie di esposizione potenzialmente attive per i bersagli, organizza efficacemente le conoscenze disponibili e orienta la caratterizzazione individuando i dati mancanti e il "bisogno informativo" necessari a passare dalle ipotesi alla verifica: ad esempio individuando le matrici ambientali da caratterizzare ulteriormente e le aree/impianti che richiedono investigazioni a maggiore dettaglio.

Sulla base del MCP si conducono le attività di caratterizzazione che permettono di definire il MC Definitivo, che esprime quantitativamente le ipotesi formulate solo qualitativamente con il MCP:

- stima i flussi delle sostanze contaminanti che arrivano o arriveranno ai bersagli
- stima la dose di esposizione per ogni sostanza
- calcola il valore del rischio sanitario.

Si richiama la necessità di distinguere tra il MC formulato per un singolo sito contaminato e il MC da formulare per un'area vasta potenzialmente impattata dal sito: quest'ultimo richiede l'elabo-

razione di una ben più elevata mole di dati, non permette l'uso di software di AdR semplificati (quali RBCA o RISK) e necessità di estese campagne di monitoraggio, spesso da condurre con finanziamenti e agenzie pubblici, sulle diverse matrici ambientali, tra cui anche la dieta media e il cibo prodotto in loco.

Qual era l'obiettivo della normativa originaria? Non certo fermarsi a raccogliere dati

Il primo assetto normativo compiuto per la bonifica dei siti inquinati si avvia nel 1998 con l'individuazione dei primi 15 siti di interesse nazionale (SIN) e si completa con la pubblicazione in G.U. nel dicembre 1999 del D.M. 471. La volontà del decisore politico era chiaramente orientata a dimostrare che la produzione industriale può e deve essere compatibile con la protezione ambientale e sanitaria, e che questa sfida costituisce un rafforzamento del sistema produttivo, della ricerca e di un intero 'sistema Paese'.

Gli obiettivi, per cui furono previsti finanziamenti nazionali e regionali specifici, possono essere sintetizzati in:

- risanare, col contributo di finanziamenti pubblici, le principali aree industriali e le grandi aree di discarica;
- avviare, su questo impulso, il risanamento dei siti di proprietà privata di dimensioni e impatto minori.

I risultati previsti dalla messa in moto di queste energie avrebbero dovuto essere:

- restituzione a usi diversificati di pezzi ampi di territorio e la continuazione delle attività produttive nelle aree a grande rilevanza sociale;
- protezione della salute dei cittadini;
- sviluppo e il consolidamento di settori innovativi: industriali, dei servizi, della ricerca.

Gli obiettivi sono stati raggiunti?

No. Non si è adottato un approccio sito specifico

È inevitabile constatare come questi obiettivi non siano stati raggiunti. Certamente, con grandi disparità tra le Regioni, numerosi siti di piccole e medie dimensioni sono stati bonificati, tra cui punti vendita di carburante, industrie di molte dimensioni, alcune discariche. Ma nel complesso la maggioranza dei problemi non sono stati risolti e i SIN giacciono avvolti in procedure burocratiche.

È mancato un indirizzo strategico che, sostenuto da chiare indicazioni tecniche e amministrative, avviasse il risanamento dei SIN e al contempo facesse crescere competenze scientifiche, tecniche, amministrative e istituzionali.

A parte il caso esemplare dell'ACNA di Cengio, i SIN non solo non sono stati risanati ma scarsi sono ancora i progetti di bonifica presentati e ancora meno quelli approvati; milioni di finanziamenti pubblici e privati sono stati impegnati a caratterizzare allo spasimo aree per cui poi o finivano i soldi per la bonifica o la enorme mole dei dati a disposizione non era utilizzata per ricavarne rapidamente indicazioni per la progettazione della bonifica. Per i SIN, la mole dei dati derivante dalle attività di caratterizzazione rese subito evidente che sarebbe stato necessario raccogliere ed elaborare le informazioni mediante un Sistema Informativo Territoriale (GIS), gestito pubblicamente e interrogabile da tutti i soggetti coinvolti. Invece miliardi di dati giacciono in computer e scaffali da cui attendono di essere estratti ed elaborati.

Le Regioni sono state costrette a impegnare energie e fondi per redigere i 'Censimenti dei siti potenzialmente contaminati': archivi pensati con una logica accusatoria, secondo cui qualunque impresa potrebbe potenzialmente essere in lista, si sono trasformati in un'altra montagna di dati inutilizzabili a fini pianificatori.

Quali sono stati gli elementi di questo l'approccio che hanno fatto fallire l'attività nei SIN e, a cascata, nei siti di dimensioni minori nei Comuni e nelle Regioni a minore capacità gestionale?

– **Adottare per tutti i siti lo stesso approccio progettuale**, indipendentemente da origine della contaminazione, caratteristiche dell'ambiente, localizzazione, uso del sito e del territorio circostante, funzioni a cui il sito e l'area vasta erano destinati. È stata imposta in fase di caratterizzazione iniziale una maglia rigida, 100x100m, o addirittura 50x50m, richiedendo l'analisi di tutte le sostanze normate per ogni campione di acque o di suoli. Questa modalità di caratterizzazione ha portato inizialmente occupazione alle aziende di prelievo e ai laboratori di analisi ma ha successivamente allungato a dismisura i tempi e fatto impantanare la progettazione della bonifica nella produzione di milioni di dati e nella ripetizione di fasi di caratterizzazione non focalizzate sull'obiettivo di progettare gli interventi di bonifica. Con questo approccio, solo apparentemente cautelativo, la caratterizzazione si è trasformata in un freno a cui non sono seguiti gli altri processi (elementi 2, 3 e 4) necessarie al successo di una bonifica, al massimo si è trasportato del suolo contaminato in giro per l'Italia.

– **Trasformare i valori tabellari** in obiettivi di bonifica per qualunque sito, **rifiutando di adottare**, dopo aver messo in atto un adeguato sistema di controllo, **l'analisi di rischio** che permette di introdurre nella scelta degli obiettivi di bonifica le caratteristiche specifiche del sito e di calibrare gli interventi, con l'obiettivo non irrilevante di contenere i costi alle operazioni necessarie.

I valori di concentrazione tabellari erano infatti stati fissati per tutelare tutte le situazioni a scala nazionale,

assumendo i parametri più cautelativi dell'AdR; è quindi evidente che vi sono diverse realtà in cui raggiungere i valori tabellari significa semplicemente elevare il costo degli interventi oltre la soglia di utilità.

- L'aver del tutto trascurato la capacità degli strumenti di **pianificazione territoriale**, a scala regionale, provinciale e comunale, di **adattare le funzioni del sito bonificato agli obiettivi di bonifica effettivamente raggiungibili** nelle condizioni date. La normativa prevede valori tabellari che crescono nel passare dall'uso residenziale a quello industriale; inoltre l'AdR identifica valori di concentrazione specifici per sito e per sostanza. Questa parziale flessibilità avrebbe potuto essere sostenuta inserendo il recupero del sito in un'analisi territoriale più ampia per permettere il riutilizzo delle diverse aree del sito con funzioni diverse.

- **Confondere la Messa in Sicurezza con la bonifica:** tradendo lo spirito più profondo della normativa, non si è sostenuta l'applicazione delle tecnologie di bonifica nei siti di grandi dimensioni. Si è invece consolidata la pratica di approvare in ogni SIN Accordi di Programma 'fotocopia' mirati a mettere in sicurezza permanente aree di dimensioni ciclopiche – di centinaia e centinaia di ettari – mediante la realizzazione di barriere fisiche/diaframmi plastici, spesso denominate opere di emergenza.

Questa soluzione tecnico-amministrativa presenta notevoli problemi:

- non elimina le fonti dell'inquinamento;
- si affida ad una tecnica la cui efficacia nell'isolare le fonti è soggetta a molte variabili che potrebbero non verificarsi contemporaneamente in condizioni idrogeologiche diverse e non mantenersi nel tempo;
- impone il prolungarsi ad libitum dei costi del monitoraggio;

- l'adozione su grande scala della messa in sicurezza ha impedito lo sviluppo del settore delle tecnologie di bonifica e delle relative competenze.

- **Confondere l'escavazione e il trasporto del suolo contaminato 'altrove' con la bonifica:** la normativa originaria richiedeva esplicitamente, in numerosi articoli, di evitare o ridurre l'escavazione dei suoli e il trasporto al di fuori del sito, al fine di evitare di generare materiali appetibili alla criminalità ambientale organizzata.
- **Continuare a modificare la normativa** sia per la bonifica che per la gestione delle terre da scavo, senza mai risolverne gli aspetti realmente problematici (quali ad esempio il fatto che una stessa norma si applichi a siti di dimensioni così diverse o il ruolo della Provincia nella certificazione finale) ma cercando con le nuove norme di correggere obliquamente le storture dell'interpretazione dell'impianto originale. Con questo approccio incerto la normativa è sembrata molto più complicata di quanto non fosse, mentre non si è capito che la vera complessità da affrontare è e rimane quella ambientale e sanitaria.

Ogni tipologia di intervento ha una propria funzione: ma la messa in sicurezza non è la bonifica

Per bonifica si intende ogni trattamento che riduce la concentrazione delle sostanze inquinanti nelle matrici ambientali o modifica il comportamento delle sorgenti dell'inquinamento attraverso processi chimici, biologici, fisici così da ridurre la tossicità e il volume del materiale contaminato, o ridurre il rilascio delle sostanze inquinanti dalla sorgente.

A seguito dell'individuazione dei percorsi di diffusione e delle vie di migrazione, si progetta come eliminare/ridurre

l'esposizione al di sotto della soglia di rischio. Sulla base delle caratteristiche dell'inquinamento e dei tempi in cui è necessario controllare la diffusione delle sostanze è possibile adottare diverse tipologie di intervento, di cui solo quelle che riducono la concentrazione e il volume inquinante della fonte sono classificabili come interventi di bonifica:

- MISURE di PREVENZIONE: adottate entro 24 ore per contrastare un evento, atto, omissione, che ha creato una minaccia imminente;
- MESSA in SICUREZZA d'EMERGENZA per esplosività vapori, surriscaldamento, contaminazione pozzi ad uso potabile, pericolo incendi o esplosioni: contenere la diffusione delle sorgenti primarie; impedire il contatto con altre matrici; rimozione della fonte;
- MESSA in SICUREZZA OPERATIVA per mantenere il sito in esercizio. Questi interventi possono essere sia interventi di bonifica sia di messa in sicurezza e sono mirati a garantire il contenimento della contaminazione all'interno del sito durante l'attività. Alla dismissione del sito dovranno essere seguiti da interventi di bonifica.
- BONIFICA, tecnologie quali: soil vapor extraction; barriere reattive per il trattamento delle acque sotterranee; in situ chemical oxidation.
- MESSA in SICUREZZA PERMANENTE: isola le fonti inquinanti rispetto alle matrici ambientali circostanti. Questa è la soluzione adottata per il confinamento delle discariche o per il confinamento delle acque sotterranee mediante barriere fisiche.

Gli obiettivi da raggiungere devono essere chiaramente esplicitati nel progetto di bonifica, di conseguenza l'applicazione di una specifica tipologia deve essere motivata unicamente dalla sua capacità di soddisfare gli obiettivi: quali bersagli proteggere; uso del sito presente e futuro; funzioni del recupero territoriale, ...

Si devono aver però ben chiare le caratteristiche, anche normative e legali, delle diverse tipologie:

- la bonifica riduce, in tempi relativamente certi e limitati, il volume di matrice contaminata o la massa del contaminante;
- la messa in sicurezza permanente – definita per discariche abusive, cave... – se non accoppiata ad interventi sul corpo rifiuti, mantiene inalterata la fonte e richiede controlli prolungati nel tempo;
- la messa in sicurezza operativa permette alle industrie di proseguire l'attività ma, alla dismissione, richiede interventi di bonifica;
- la messa in sicurezza d'emergenza consiste in interventi di dimensioni limitate: contenimento, ricoprimento in aree specifiche.

Anche se la normativa originaria, e le sue modifiche, hanno sempre adottato definizioni chiare delle diverse tipologie di intervento, la gestione amministrativa della progettazione nei SIN ha diffuso invece le due pratiche di scavare i suoli e trasportarli al di fuori del sito e di non applicare tecnologie di bonifica in situ ma di far mettere in opera diaframmi plastici. Nessuna di queste due attività è una bonifica: la prima configurando un mero **trasferimento del problema altrove**, la seconda costituendo unicamente un intervento di **messa in sicurezza**.

Come procedere: ipotesi su cui basare la progettazione degli interventi di bonifica nelle condizioni di finanziamenti ridotti

L'analisi degli elementi che hanno portato all'ipertrofia della caratterizzazione e alla paralisi degli interventi di bonifica può costituire una base con la quale individuare gli elementi da attivare per sbloccare la situazione.

La strategia originaria aveva messo al centro un numero limitato di SIN individuati per risanare le aree di crisi economico-ambientale e definire un metodo che permettesse anche a Regioni e Comuni di bonificare i siti di interesse locale. Questo approccio è stato stravolto in due modi: 1) portando i siti nazionali sino a 55; 2) stabilendo una mole bizantina di restrizioni procedurali e formali non coerenti con lo spirito e il dettato della normativa originaria, quali la non applicabilità dell'AdR alle acque sotterranee e la richiesta di escavazione del suolo.

Gli interventi di messa in sicurezza e bonifica attuati sugli altri siti mostrano una forte disuguaglianza tra le Regioni, ad ulteriore indicazione **della mancanza di una chiara strategia nazionale**, questo dualismo ha inoltre condannato alcune zone all'emergenza. È evidente che non può essere il livello regionale a supplire alla necessità di governare l'insieme di processi tecnologici, economici e amministrativi di alta complessità che rendono possibili le bonifiche e ad indicare quali siano i territori che indipendentemente dalle origini dell'inquinamento richiedono di essere **risarciti**.

Di seguito proponiamo alcune ipotesi su cui basare la ripresa dell'attività:

- avere la consapevolezza scientifica ed amministrativa che, anche se la progettazione e l'esecuzione sono complesse, le bonifiche sono possibili; bisogna però conoscere limiti e capacità delle diverse tipologie di intervento per non confonderne l'efficacia;
- integrare azioni e decisioni dei diversi livelli istituzionali, e le azioni dei soggetti pubblici e privati; in questo senso le Agenzie di controllo ambientale hanno elaborato una notevole quantità di documenti e pratiche di qualità tale da supportare la definizione di una strategia nazionale;
- stabilizzare la normativa sulle bonifiche e le terre e rocce da scavo e sottolineare nella pratica tecnica ed

amministrativa nazionale gli elementi essenziali che permettono la risoluzione di una procedura di bonifica;

- le bonifiche non vanno affrontate con un approccio 'drammatico' né come se fossero un problema impiantistico;
- il sito inquinato è distinto dal territorio che ne subisce l'impatto: se trattiamo il 'fuori' come il 'dentro' la bonifica non finirà mai, impedendo in realtà la protezione della salute dei cittadini;
- la popolazione (diversa dai lavoratori) è esposta sul territorio vasto: la stima dell'esposizione in un'area vasta è un metodo specifico – non semplificabile con i modelli di AdR – con cui individuare le priorità di intervento;
- definire una priorità negli interventi nazionali e nei finanziamenti per evitare o di scavare e trasportare il suolo o la paralisi data da costi insostenibili;
- integrare la definizione degli obiettivi di bonifica con gli strumenti della pianificazione territoriale: cambi d'uso; limitazioni; compensazioni.

Bibliografia

1. Legambiente, *La chimera delle bonifiche*, 2005.
2. S. Tunesi, P. Zangheri, "Sito nazionale di Mantova: metodologia per la caratterizzazione un'area vasta", *Siti Contaminati*, 2/2005.
3. P. Rabitti, S. Tunesi, *Comune di Brescia – Proposta di una metodologia per la stima dell'esposizione derivante dalla contaminazione del suolo nel Comune di Brescia (area perimetrata del sito di interesse nazionale)*. Rapporto tecnico – Febbraio 2004.
4. S. Tunesi, "Proposta di modello concettuale per la stima dell'esposizione nel sito inquinato di interesse nazionale di Gela", *Epidemiologia e Prevenzione*, vol. Mag-Giu., pag. 92-106, 2009.
5. Italiadecide, *Rapporto 2012-2013. Ciclo dei rifiuti: governare insieme ambiente, economia e territorio*.
6. S. Tunesi, Q. Napoleoni (a cura di), *Tecnologie di bonifica dei siti inquinati: principi operativi e criteri di selezione*, Il Sole 24 Ore, pag. 380, 2003.

La bonifica di siti contaminati: un approccio divulgativo

Daniele Cazzuffi, Ilaria Pietrini

Un'area viene considerata "sito contaminato" in presenza di alterazioni ambientali dovute a sostanze inquinanti in concentrazioni superiori al limite di legge e che sono in grado di produrre un rischio immediato o a medio-lungo termine per la salute umana o per l'ambiente.

La bonifica di un sito contaminato è il risanamento ambientale attraverso l'attuazione di interventi volti ad eliminare le sostanze inquinanti o a ridurle sino ad un valore uguale o inferiore ai valori delle concentrazioni soglia di rischio. Nelle aree urbane molti siti utilizzati in passato per scopi industriali e oggi "dismessi", sono spesso contaminati e il loro impatto ambientale può costituire un rischio potenziale per la salute umana e la qualità dell'ecosistema. Pertanto siti contaminati devono essere riqualificati e sottoposti ad importanti processi di bonifica con l'obiettivo di ridurre le concentrazioni dei contaminanti. In uno scenario di medio-lungo termine una bonifica dovrà risultare sostenibile dal punto di vista ambientale, economico e sociale.

Un'area viene considerata "sito contaminato" quando al suo interno vengono riscontrate alterazioni ambientali dovute alla presenza di sostanze inquinanti in concentrazioni superiori al limite di legge, correlate ad attività umane svolte, o ancora in atto, e che sono in grado di produrre un rischio immediato o a medio-lungo termine per la salute umana o per l'ambiente [1].

La normativa italiana che regola le bonifiche dei siti contaminati è in continua evoluzione, a partire dal D.M. n. 471 [2] "Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati", poi sostituito dal D.Lgs. n. 152 [3], ulteriormente risistemato nel corso degli ultimi anni. Nel Titolo V "Bonifica di siti contaminati" della Parte Quarta di questo decreto sono riportati tutti i limiti di legge per le principali classi di contaminanti (metalli, inquinanti inorganici, composti organici aromatici, policiclici aromatici, alifatici clorurati cancerogeni e non, alifatici alogenati cancerogeni, nitrobenzeni, cloro-benzeni, fenoli e cloro-fenoli, ammine aromatiche, diossine e furani ed altre sostanze) nelle varie matrici ambientali (acque sotterranee, e terreni con diverse destinazioni d'uso). Tra le varie modifiche effettuate successivamente, non ve ne sono state di relative ai limiti di legge, i quali sono pertanto rimasti invariati dal 2006 ad oggi.

In entrambi i titoli dei decreti citati viene riportato il termine bonifica. Ma in cosa consiste in realtà una bonifica?

Con bonifica di un sito contaminato s'identifica l'obiettivo finale di risanamento ambientale, perseguito attraverso l'attuazione di una serie di interventi volti ad eliminare le sostanze inquinanti, o quanto meno a ridurle sino ad un valore uguale o inferiore ai valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR). Queste concentrazioni vengono determinate attraverso una tecnica internazionale chiamata Analisi di Rischio [4, 5]: per essere accettate, devono essere tali da assicurare la salute dell'uomo e la salvaguardia dell'ambiente.

In particolare, nelle aree urbane o semi-urbane ci sono molti siti utilizzati in passato per scopi industriali e che sono ormai abbandonati. Questi siti, in genere definiti "aree dismesse", sono spesso contaminati e il loro impatto ambientale può essere relazionato allo stato di degrado del sito, che si traduce in un rischio potenziale per la salute umana e la qualità dell'ecosistema.

Per tutti questi motivi, i siti contaminati devono essere riqualificati e vengono quindi sottoposti ed importanti processi di bonifica [6]. L'aspetto più importante da considerare è la scelta della metodologia di bonifica da applicare, che deve essere la più efficace per quello specifico sito. Infatti, le condizioni sito-specifiche hanno un'influenza determinante sul comportamento dei contaminanti nel

sottosuolo, e la completa comprensione di questo comportamento è essenziale per la valutazione del rischio per la salute umana e per la sostenibilità ambientale [7]. L'incertezza dovuta alle condizioni specifiche del sito e per di più la storia del sito contaminato rendono la **caratterizzazione del sito** fondamentale nel processo decisionale. Il punto di partenza per l'applicazione dell'analisi di rischio è infatti lo sviluppo del Modello Concettuale del sito. In particolare, in questa fase, vengono investigati (individuati e quantificati) tre elementi principali, quali la sorgente di contaminazione (presenza di una sola sorgente di contaminazione o di più fonti a causa di varie produzioni anche pregresse); i percorsi di contaminazione degli inquinanti (all'interno del sistema, i contaminanti e le sostanze nutritive possono andare incontro a diversi meccanismi, essere trasportati in fase liquida, vaporizzati nell'aria dei pori, essere adsorbiti e assorbiti al terreno e al tempo stesso subire modifiche fisiche, chimiche e biologiche nei diversi comparti ambientali citati) ed i bersagli o i recettori della contaminazione nel sito o nel suo intorno. Sintetizzando, è necessario conoscere a fondo la natura, l'estensione ed il tipo di contaminazione insieme alle caratteristiche geotecniche, geologiche ed idrogeologiche dell'intero sistema, compresi suolo, sottosuolo ed acque sotterranee.

Tecnologie di bonifica

Il termine “tecnologie di bonifica” indica l'insieme di interventi applicati alla riqualificazione del sistema contaminato, inclusa la caratterizzazione delle fonti contaminanti, e quindi la selezione dell'applicazione delle tecnologie di bonifica più efficace per ridurre le concentrazioni di agenti contaminanti a li-

velli accettabili. Le diverse metodologie attualmente disponibili possono essere suddivise in processi *in-situ* ed *ex-situ*. Nel primo caso, il recupero della matrice ambientale è effettuato nel sito senza manipolazione, mentre, nel secondo caso, la matrice viene trattata in un posto diverso dall'ambiente naturale. Questi approcci distinti portano a differenze nella progettazione e dei costi dei processi di bonifica, in particolare i processi *ex-situ* comprendono scavi, trattamenti e smaltimento delle matrici contaminate, danno risultati più rapidi rispetto ai processi *in-situ* ma con costi più elevati. Vi è un'ulteriore possibile classificazione basata sul tipo di trattamento applicato, che può essere biologico, fisico o chimico. Prima di approfondire la suddivisione, va premesso, relativamente ai trattamenti biologici, che l'azione microbica può essere stimolata in diverso modo, per rendere più completa e/o più veloce la trasformazione dei composti inquinanti in prodotti finali più stabili e meno (o per nulla) dannosi.

Va anche preliminarmente evidenziato che esiste un fenomeno di “attenuazione naturale” dei contaminanti, che comporta la riduzione delle relative concentrazioni per effetto di processi del tutto naturali (diffusione, decadimento, ecc., che si sviluppano senza alcun intervento da parte dell'uomo), che può essere controllato attraverso un monitoraggio a lungo termine del *plume* [8, 9]. Tale fenomeno potrebbe rappresentare la migliore strategia perseguibile dal punto di vista della sostenibilità sia economica che ambientale; purtroppo, raramente risulta essere efficace, per cui si rende necessario il ricorso all'intervento umano attraverso l'impiego di metodologie di bonifica.

Processi biologici *in-situ*

Iniezione diretta di nutrienti o biostimulation: metodologia utilizzata principal-

mente per ripulire terreni che sono stati interessati da sversamenti di prodotti petroliferi e di altri composti organici e prevede l'iniezione di particolari nutrienti ai suoli contaminati in modo da stimolare la crescita dei microrganismi indigeni e la loro attività biologica.

Bioventing: metodologia impiegata per la degradazione di composti organici adsorbiti alle particelle di suolo nella zona insatura. In questa zona, attraverso pozzi di immissione e di estrazione appositamente realizzati, si provvede all'introduzione di ossigeno e nutrienti, che stimolano l'incremento dell'attività dei batteri autoctoni.

Biosparging: metodologia utilizzata soprattutto nel trattamento di acque di falda che agisce nella zona satura, secondo il principio utilizzato nel *bioventing*. Entrambe le metodologie sono utili per il risanamento di siti contaminati da prodotti petroliferi leggeri, come benzina e diesel.

Bioaugmentation (può essere svolta anche *ex-situ*): prevede l'aggiunta di specifici microrganismi aventi la capacità metabolica di degradare i composti organici presenti nel sito di bonifica, laddove un precedente studio sulle comunità autoctone presenti nel sito ha stabilito che i microrganismi non possiedono tale capacità. Questa metodologia può essere impiegata per una vasta gamma di contaminanti, quali ad esempio, ammoniaca, insetticidi e prodotti petroliferi.

Barriere attive permeabili: viene definita una zona di trattamento con microrganismi, nutrienti e/o reattivi nel sottosuolo che stimolano la crescita dei batteri indigeni. Le barriere intercettano e trattano i pennacchi delle acque sotterranee contaminate. Nel caso in cui la barriera è costituita da un reattivo chimico, il trattamento viene considerato chimico-fisico.

Fitorisanamento: sfrutta la capacità di alcune piante verdi, e dei microrganismi

ad esse associate, di estrarre/utilizzare i contaminanti, prevalentemente metalli pesanti ma anche composti organici, dai terreni contaminati. Molte piante, infatti, hanno la capacità di accumulare metalli pesanti essenziali allo sviluppo quali ad esempio, ferro, manganese, zinco, rame, magnesio e nichel. Una volta terminata la bonifica, le piante, a questo punto contaminate, vanno recise e confinate in modo appropriato.

Processi biologici *ex-situ*

Landfarming: prevede la disposizione di strati di terreno contaminato e di modificatori, come i nutrienti, su una superficie impermeabile, che vengono periodicamente lavorati per favorirne l'aereazione e per mantenere le condizioni ottimali per lo sviluppo delle popolazioni microbiche. In questo sistema, i contaminanti sono degradati, trasformati e immobilizzati mediante processi microbiologici e di ossidazione

Bio-pile: derivata dal *landfarming*, prevede un'impilazione di terreno e dei modificatori. Si tratta di un sistema chiuso, con una base che comprende un letto di trattamento e sistemi di aereazione, di approvvigionamento delle sostanze nutritive e di raccolta del percolato, costituiti da tubi forati e tubi di estrazione dell'aria dall'ammasso inseriti tra i vari strati.

Processi chimico-fisici *in-situ*

Ossidazione chimica: prevede l'iniezione di sostanze chimiche ossidanti come perossido di idrogeno, permanganato di potassio o ozono nei pressi della sorgente di contaminazione del pennacchio.

Soil venting extraction: durante l'applicazione di questa tecnologia, un vuoto viene applicato attraverso i pozzi vicino alla fonte di contaminazione. I costi-

tuenti volatili “evaporano” ed i vapori vengono estratti dai pozzi di estrazione e quindi trattati come necessario (comunemente assorbimento con carboni attivi) prima di essere rilasciati nell’atmosfera. Questa metodologia è applicata nella zona insatura.

Air sparging: iniezione di aria priva di contaminanti nella zona satura, consentendo una fase di trasferimento di idrocarburi adsorbiti al suolo o disciolti nelle acque sotterranee in fase vapore. L’aria viene poi estratta.

Soil flushing: iniezione di soluzioni di acqua e additivi (come gli emulsionanti, co-solventi, chelanti, solventi, acidi e basi) attraverso pozzi o gallerie, nelle zone del terreno interessate dalla contaminazione per migliorare la solubilità dei contaminanti, che si sciolgono nelle soluzioni di lavaggio vengono dilavati nelle acque sotterranee poi estratte e trattate. L’applicazione del *soil flushing* avviene in terreni con bassa permeabilità ed è efficace in casi di contaminazione del suolo da parte di metalli pesanti e pesticidi.

Desorbimento termico: i contaminanti organici volatili e semivolatili sono riscaldati fino ad una temperatura sufficiente a desorbirli e volatilizzarli e quindi separarli dai suoli contaminati attraverso uno scambio termico diretto o indiretto.

Distruzione termica: calore e vuoto sono impiegati simultaneamente sul terreno contaminato per volatilizzare e/o distruggere i composti organici volatili o semivolatili. La frazione vaporizzata viene estratta controcorrente rispetto al flusso di calore, in pozzi di estrazione sottovuoto.

Come più volte sottolineato, ogni area contaminata possiede alcune peculiari caratteristiche sito-specifiche che rendono la scelta della/delle metodologia/metodologie di bonifica un punto cruciale nel processo di risanamento. Tutte

le metodologie sono valide, ma ognuna ha vantaggi e limiti che devono essere soppesati e tenuti in considerazione al momento della scelta. Le tecnologie illustrate sono soggette a continui sviluppi, grazie a ricerche condotte sia in campo universitario che in quello delle aziende private che lavorano nel settore delle bonifiche ambientali. Un esempio in tal senso è rappresentato dallo studio effettuato da Petrangeli Papini et al. [10], che ha visto la progettazione e la realizzazione di un intervento di messa in sicurezza operativa con l’installazione della seconda barriera permeabile attiva (PRB) costruita in Italia (la prima con configurazione *Funnel&Gate*) per il contenimento di una contaminazione da tetracloroetilene e tricloroetilene. Alla barriera, è stata accoppiata la metodologia di *Enhanced Natural Attenuation* come intervento di risanamento della sorgente. Un altro studio che può essere citato avente come obiettivo l’ottimizzazione delle tecniche già esistenti, è quello condotto da Vaccari et al. [11] al fine di valutare l’influenza di diversi parametri (ad es. temperatura esterna, granulometria ed umidità del suolo, pH, porosità, capacità di campo, ecc.) sull’efficienza del trattamento con biopile per la rimozione degli idrocarburi totali. Così come si assiste ad un’evoluzione delle metodologie a disposizione, negli ultimi anni è stata puntata l’attenzione anche su strumenti innovativi per la caratterizzazione del sito contaminato e dei processi in atto, come le metodologie di fingerprinting composizionale e isotopico. Entrambe le metodologie permettono di identificare la sorgente della contaminazione da prodotti petroliferi o solventi clorurati e di determinare i processi ed il grado di alterazione (comprendere il destino dei contaminanti una volta nell’ambiente, valutarne il trasporto ed i processi fisici, chimici e biologici che hanno diversi effetti sui diversi contaminanti;

[12-14]). Un altro aspetto del processo di caratterizzazione in evoluzione è quello relativo al campionamento, ed in particolare allo sviluppo di tecniche di campionamento passivo: tale aspetto si sta diffondendo sempre di più nel Nord America ma in Italia non viene ancora utilizzato perché non previsto nelle linee guida ISPRA [15].

In questo quadro piuttosto complesso e variegato, sarebbe allora estremamente opportuno mettere a punto linee guida specifiche che permettano un'armonizzazione dei metodi di prova tra i vari laboratori in fase di caratterizzazione del sito, in modo da supportare una rete inter-laboratorio atta a rafforzare la validità del dato analitico ottenuto, riducendo così il rischio di contenziosi e quindi di ripetizioni delle analisi, sulla base della norma UNI EN ISO/IEC 17025 [16]. In questo senso, in Italia, si sta muovendo il Gruppo di Lavoro "Controlli analitici in campo ambientale" costituito nel 2009 e che vede coinvolti ARPA, Federchimica, Unione Petrolifera, alcune aziende e laboratori privati. I 600 laboratori partecipanti vengono verificati, attraverso un'attività sperimentale da Unichim, che provvede ad identificare la cause delle differenze analitiche ed a proporre rimedi al riguardo, a cui seguiranno pubblicazioni di linee guida sotto forma di manuali Unichim. Questi obiettivi vengono perseguiti attraverso il censimento e l'analisi dei metodi di prova disponibili, la valutazione degli aspetti che determinano la qualità del dato analitico e l'elaborazione statistica dei dati di serie storiche di prove inter-laboratorio [17].

Mentre si sta cercando di operare nel modo migliore nella sfera dei contaminanti finora normati, nell'ultimo decennio è stato registrato un crescente interesse per la presenza di "composti organici emergenti" (EOCs) che vengono ritrovati in concentrazioni rilevanti come conseguenza sia di attività passa-

te che recenti. Infatti, il termine EOCs viene usato per identificare non solo composti recentemente sviluppati, ma anche composti che solo recentemente, grazie agli sviluppi analitici, possono essere determinati nell'ambiente. Gli EOCs comprendono una vasta gamma di composti diversi, tra cui ad esempio prodotti farmaceutici o per la cura personale (PPCP), prodotti veterinari, composti industriali, additivi alimentari e le tecnologie di ingegneria dei nano materiali [18], da cui dovranno essere risanate le matrici ambientali interessate. In ogni caso, comunque, l'obiettivo primario delle bonifiche è la diminuzione delle concentrazioni dei contaminanti, ma, su uno scenario a medio-lungo termine una bonifica dovrà risultare sostenibile dal punto di vista ambientale, economico e sociale. Il primo aspetto è ovviamente legato al decremento delle concentrazioni e ad un miglioramento delle risorse ambientali mentre il secondo è principalmente legato alla tecnologia di bonifica utilizzata, ad esempio nella differenza di approccio tra le metodologie *in-situ* ed *ex-situ*. Come precedentemente affermato, anche le caratteristiche del sito e l'uso finale che si intende fare della zona influenzano i costi del progetto. Con sostenibilità sociale, invece, s'intende la crescente comprensione da parte del pubblico della problematica ambientale, il ripristino dello stesso e l'assicurazione di una vita sana o nel caso di popolazioni che vivono in aree contaminate in corso di bonifica, di una struttura sociale in grado di provvedere assistenza alle popolazioni colpite [19].

Generalizzando, i progetti di bonifica ambientale con costi più bassi sono possibili in siti caratterizzati da contaminazioni costituite da un solo contaminante o da pochi contaminanti diversi, assenza di rifiuti ed applicazione di un solo tipo di tecnologia di bonifica. Al contrario, la presenza contemporanea

di diversi contaminanti e di rifiuti (anche se non pericolosi) e la necessità di combinare diversi tipi di tecnologie rendono il costo della bonifica ambientale superiore.

Bibliografia

1. EPA-Environmental Protection Agency (2009) *Contaminated sites. Environment protection policy*. Publication 09/0771, Canberra, Novembre 2009, 1-43.
2. D.M. n. 471 (1999) Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati. *Gazzetta Ufficiale*, n. 293, 15 dicembre 1999 - Supplemento Ordinario n. 218
3. D.Lgs. n. 152 (2006) Norme in materia ambientale. *Gazzetta Ufficiale* n. 88, 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96
4. Committee on the Institutional Means of risks to Public Health, National Academy of Science (1983) *Risk assessment in the Federal government: managing the process*. National Academic Press, Whashington D.C., 191 pp.
5. EPA-Environmental Protection Agency (1993) (RfD): *Description and use in health risk assessments. Background Document 1A*. Marzo 1993.
6. Cazzuffi D., Pietrini I. (2012) *Siti contaminati e tecnologie di bonifica: la situazione e le prospettive di sviluppo / Contaminated sites and remediation technologies: the present situation and a possible scenario*. In: Cazzuffi, D., Pietrini, I. (Eds.), *Atti dei Convegni Nazionali RemTech 2012*. DEA Edizioni. RemTech, Ferrara, 2-6.
7. Morais S.A., Delerue-Matos C. (2010) A perspective on LCA application in site remediation services: Critical review of challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 175, 12-22.
8. EPA-Environmental Protection Agency (1999a) *Monitored Natural Attenuation of chlorinated solvents. U.S. Epa remedial technology sheet*. Maggio 1999.
9. EPA-Environmental Protection Agency (1999b) *Monitored Natural Attenuation of petroleum hydrocarbons. U.S. Epa remedial technology sheet*. Maggio 1999.
10. Petrangeli Papini M., Pierro L., Baric M., Rossetti S., Matturno B., De Giorgi D., Lucchini L. (2013) *Intervento di messa in sicurezza operativa con PRB&gate e mitigazione della sorgente mediante ENA. Dalla sperimentazione di laboratorio alla piena scala*. In: Cazzuffi, D., Pietrini, I. (Eds.), *Atti dei Convegni Nazionali RemTech 2013*. DEA Edizioni. RemTech, Ferrara, 146-153.
11. Vaccari M., Collivignarelli M.C., Zanaboni S., Righini L. (2009) *Operation and optimization of biopile treatment for petroleum hydrocarbons contaminated soils remediation*. In: Cazzuffi, D., Pietrini, I. (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on Contaminated Soils and Sediments*. DEA Edizioni. RemTech, Ferrara, 172-178.
12. Aelion C.M., Höhener P., Hunkeler D., Aravavena R. (2009) *Environmental isotopes in biodegradation and bioremediation*. CRC Press, 464 pp.
13. Murphy B. L., Morrison D. L. (2002) *Introduction to environmental forensics*. Second Edition. Edited by Murphy, B. L., Morrison, D. L. Elsevier Academic Press.
14. EPA-Environmental Protection Agency (2008). *A guide for assessing biodegradation and source identification in organic groundwater contaminant using Compound Specific Isotope Analysis (CSIA)*. EPA 600/R_0/148, Dicembre 2008.
15. Cazzaniga A., Bentivoglio N., Davit J.P., Chiarbonello D (2013) *Passive vs traditional groundwater sampling methods: a comparative analysis*. In: Cazzuffi, D., Pietrini, I. (Eds.), *Atti dei Convegni Nazionali RemTech 2013*. DEA Edizioni. RemTech, Ferrara, 55-56.
16. UNI EN ISO/IEC 17025 (2005) *Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e di taratura*.
17. Perego G. (2013) *Il progetto delle linee guida ed il collegamento con le prove di laboratorio*. Presentazione Sessione "Linee guida UNICHIM per l'armonizzazione dei metodi di prova in campo ambientale. Prove interlaboratorio e stato di avanzamento del progetto". RemTech 2013, Ferrara.
18. Lapworth D.J., Baran N., Stuart M.E., Ward R.S. (2012) Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environmental Pollution*, 163, 287-303.
19. Oughton D.H. (2011) Social and ethical issues in environmental remediation projects. *Journal of Environmental Radioactivity*, doi: 10.106/j.jenvrad.2011.08.019.

Analisi di rischio applicata ai siti contaminati

Renato Baciocchi, Iason Verginelli

L'Analisi di Rischio sanitario-ambientale è la procedura prevista dalla normativa italiana per la valutazione dello stato di contaminazione di suoli e acque di falda e per la stima degli eventuali obiettivi di bonifica. Le modalità di applicazione dell'analisi di rischio a livello nazionale sono caratterizzate da una notevole rigidità sia nella definizione degli obiettivi e di progettazione degli interventi di bonifica che nella fase di verifica e certificazione. Ne deriva un risultato non sempre rispondente agli intenti del legislatore, che introducendo l'analisi di rischio voleva non solo contestualizzare gli obiettivi di bonifica alle condizioni sito-specifiche, ma anche introdurre un elemento di maggiore flessibilità nell'ambito dei procedimenti di bonifica. Sarebbe pertanto auspicabile disporre di modifiche normative o almeno di chiarimenti interpretativi per rendere meno rigida e cautelativa l'applicazione dell'analisi di rischio.

L'Analisi di Rischio (AdR) sanitario-ambientale è la procedura prevista dalla normativa italiana vigente (D.Lgs. 152/06 e s.m.i. [1]) per la valutazione dell'effettivo stato di contaminazione di suoli e acque di falda e per la stima degli eventuali obiettivi di bonifica. A differenza di quanto previsto nel DM 471/99 [2], nell'attuale quadro normativo l'analisi di rischio ha assunto un ruolo centrale. Infatti, fino all'entrata in vigore del testo unico ambientale, gli obiettivi di bonifica erano assunti pari alle concentrazioni limite ammissibili (CLA), di fatto coincidenti con le attuali Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC). L'analisi di rischio entrava in gioco solamente laddove si dimostrasse l'impossibilità di raggiungere le CLA, pur applicando le migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili (BATNEEC). In questi casi, si poteva autorizzare l'implementazione di una bonifica con misure di sicurezza, verificando, mediante una analisi di rischio, l'accettabilità del rischio derivante dalla permanenza nel sito di concentrazioni residuali superiori alle CLA. Nell'attuale contesto normativo, l'analisi di rischio viene necessariamente applicata in tutti i siti potenzialmente contaminati, ovvero in quei siti nei quali si sia riscontrato il superamento delle CSC per almeno un parametro (nel suolo o nella falda). In tal caso, l'analisi di rischio viene finalizzata in primo luogo a verificare se

il sito sia effettivamente contaminato. A tale scopo, vengono determinate le cosiddette concentrazioni soglia di rischio (CSR), che rappresentano il valore di riferimento per valutare se il sito sia realmente contaminato e che rappresentano l'obiettivo di bonifica, nel caso di un loro superamento nel sito. Il superamento della CSR determina l'obbligo per il responsabile della contaminazione di presentare un progetto di bonifica o di messa in sicurezza operativa (MISO) o permanente (MISP). In merito alle modalità di implementazione dell'analisi di rischio, l'allegato 1 al titolo V, parte IV del D.Lgs.152/06 specifica che le «procedure di calcolo finalizzate alla stima quantitativa del rischio, data l'importanza della definizione dei livelli di bonifica (CSR), dovranno essere condotte mediante l'utilizzo di metodologie, quali ad esempio l'ASTM PS-104 (ora ritirato e sostituito dallo standard E-2081 citato in [3]; nda), di comprovata validità sia dal punto di vista delle basi scientifiche che supportano gli algoritmi di calcolo, che della riproducibilità dei risultati». Sebbene non siano esplicitamente citati dalla normativa, i criteri metodologici ISPRA [4] rappresentano ormai il riferimento tecnico-scientifico per l'applicazione dell'AdR riconosciuto a livello nazionale. I criteri ISPRA sono basati sulla procedura ASTM [3], così come suggerito dalla normativa vigente, basata sull'approccio RBCA (Risk-

Based Corrective Actions) riferito ai siti interessati dal rilascio di contaminanti. Merita sottolineare che tale approccio prevede diversi livelli di approssimazione in riferimento sia alle assunzioni che ai modelli utilizzati. In particolare il livello 1 di analisi (Tier 1), finalizzato alla definizione di valori di screening di contaminazione, viene applicato senza richiedere alcuna caratterizzazione del sito, considerando solo recettori on-site, e descrivendo il trasporto dei contaminanti nel sottosuolo mediante semplici modelli analitici applicati con valori di default conservativi. Nel livello 2 di analisi (Tier 2), finalizzato a valutare gli obiettivi di bonifica sito-specifici, vengono inclusi nel modello concettuale anche recettori off-site e i modelli analitici vengono applicati sulla base dei dati sito-specifici acquisiti. Infine, nel livello 3 di analisi (Tier 3) la modellazione del trasporto dei contaminanti viene generalmente effettuata mediante l'uso di modelli numerici più complessi, in grado di simulare l'evoluzione spazio-temporale della contaminazione e l'eterogeneità dei diversi comparti ambientali considerati. I criteri metodologici ISPRA, utilizzati come riferimento a livello nazionale per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati, sono basati sul livello 2 di analisi di rischio. Per l'applicazione della procedura di AdR sono disponibili diversi software applicativi. I più utilizzati in ambito nazionale sono: RBCA Tool Kit, BP-RISC e GIUDITTA. Tuttavia, così come evidenziato nel documento APAT-ISPRA [4], tali software non permettono di applicare integralmente la procedura di Analisi di Rischio definita nelle linee guida. Inoltre, va evidenziato che l'applicazione dell'analisi di rischio presenta ancora alcuni aspetti critici, che spesso rallentano l'approvazione dell'analisi di rischio da parte degli enti competenti o comunque conducono, sulla base dei criteri attualmente utiliz-

zati, a stime eccessivamente cautelative del rischio e degli obiettivi di bonifica, con conseguenti ricadute sui costi delle bonifiche.

In risposta all'esigenza espressa da APAT-ISPRA [4], è stato recentemente introdotto il software di analisi di rischio Risk-net [5], elaborato dall'Università di Roma Tor Vergata nell'ambito della rete nazionale per la gestione e la bonifica dei siti contaminati (Reconnet), che implementa integralmente le linee guida ISPRA.

Il presente articolo fornisce pertanto in primo luogo una panoramica del software, mentre nella parte finale si affrontano le principali criticità tecniche e normative incontrate nell'applicazione dell'analisi di rischio.

Il software di analisi di rischio "Risk-net"

L'analisi di rischio può essere applicata in modalità diretta ("Forward"), calcolando il rischio associato alla concentrazione rilevata in sorgente, e in modalità indiretta ("Backward"), stimando gli obiettivi di bonifica (CSR, concentrazioni soglia di rischio). Per ogni percorso di esposizione, attraverso i modelli analitici di trasporto descritti nelle linee guida APAT-ISPRA [4], il software calcola le concentrazioni massime attese in condizioni stazionarie al punto di esposizione. Tali modelli tengono conto della ripartizione dei contaminanti nelle diverse fasi del suolo e dell'attenuazione subita durante la migrazione dalla sorgente al punto di esposizione. Successivamente, sulla base dei parametri di esposizione definiti dall'utente, viene calcolata la dose giornaliera che ogni recettore assume per ciascuna via di esposizione selezionata. Tali dosi, combinate con i corrispondenti parametri tossicologici e con le concentrazioni al punto di esposizione, sono utilizzate nel calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica

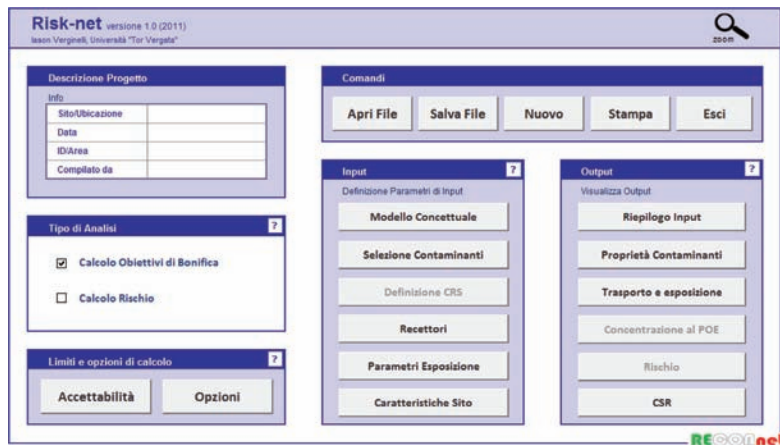


Figura 1. Schermata principale del software Risk-net.

(CSR, concentrazioni soglia di rischio) per ogni contaminante e percorso attivo. Successivamente, per ciascun contaminante vengono cumulati, in accordo con quanto previsto dalle linee guida APAT-ISPRA [4], gli effetti legati alla presenza di più vie di esposizione attive e vengono calcolati gli obiettivi di bonifica e i rischi individuali (legati alla singola sostanza) e cumulativi (derivanti dalla presenza di più sostanze).

Interfaccia del software

Figura 2. Definizione del modello concettuale del sito.

Il programma è stato sviluppato in Visual Basic per lavorare in ambiente Excel e utilizza una semplice interfaccia

grafica attraverso la quale l'utente può seguire i diversi step per la compilazione dei dati di input e la visualizzazione degli output (Figura 1).

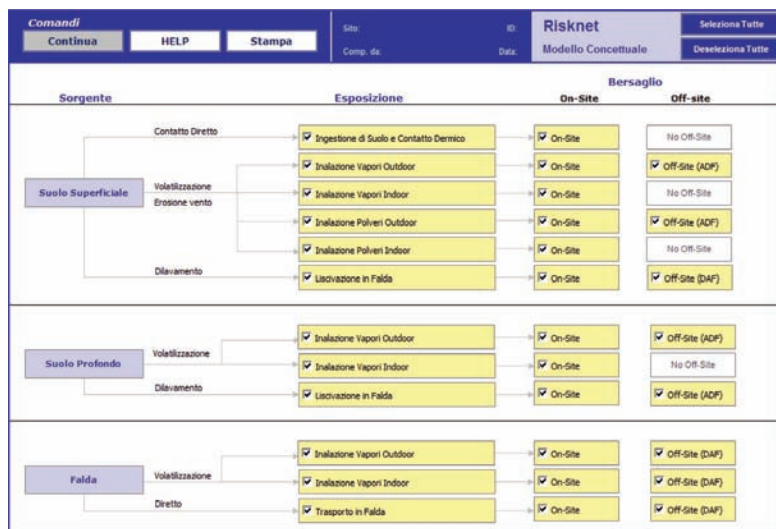
Il programma è strutturato in diverse finestre di dialogo da cui è possibile definire le informazioni generali sul progetto, il tipo di analisi che si intende applicare, i limiti di riferimento, le opzioni di calcolo, gli input e gli output. Da qui è inoltre possibile salvare o caricare i file generati dal software.

Modello concettuale

Il primo passo della procedura di analisi di rischio consiste nella ricostruzione del Modello Concettuale del Sito (MCS). La sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che costituiscono l'AdR:

Sorgente → Trasporto → Bersaglio

La Figura 2 riporta il generico modello concettuale, così come riportato nel software Risk-net, nel quale vanno selezionate le vie di migrazione e di esposizione attive per ciascuna matrice sulla base delle caratteristiche del sito.



Contaminanti indicatori

Per ciascuna matrice di contaminazione l'utente deve inserire i contaminanti sui quali applicare l'analisi di rischio (Figura 3). Qualora necessario, per velocizzare il processo di inserimento viene data la possibilità di inserire, per ciascuna matrice, gli stessi contaminanti indicatori.

Database

Nel software è implementata la banca dati ISS-ISPEL [6]. In alternativa,

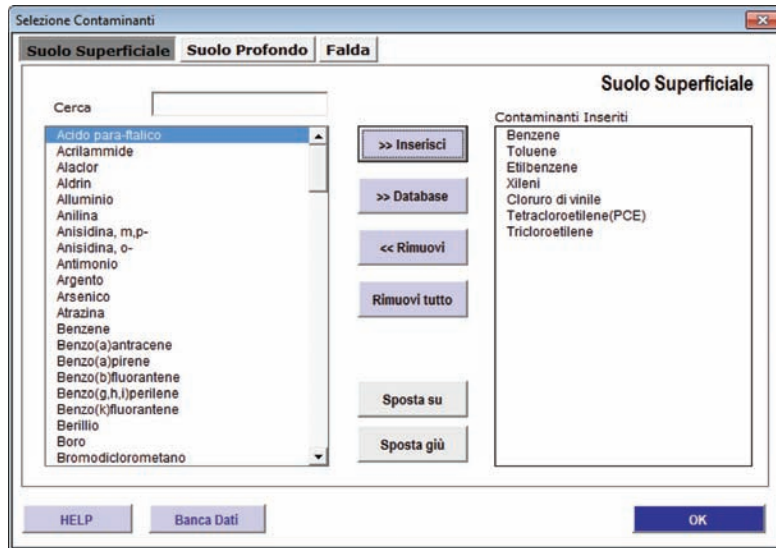


Figura 3. Selezione dei contaminanti indicatori.

l'utente può caricare un database esterno modificabile. Nel caso di utilizzo del database interno (ISS-ISPESEL), vengono calcolati automaticamente i coefficienti di ripartizione dei contaminanti che dipendono dal valore di pH definito nel sito (Figura 4).

Concentrazione rappresentativa alla sorgente (CRS)

Nel caso di applicazione dell'AdR in modalità diretta ("forward") l'utente deve definire, per ciascun contaminante, la concentrazione rappresentativa alla sorgente (CRS). Qualora disponi-

Figura 4. Database del software.

Comandi													
Continua		Carica DB Default		Carica DB Esterno		Risk-net Banca Dati							
Ricerca		Modifica DB Default		Apri DB Esterno									
HELP		Kid e Koc -> [pH]		Stampa									
Database di Default													
ID	Contaminanti	Numero CAS	Classe	Peso Molecolare (g/mol)	Solubilità (mg/L)	Rit.	Pressione di vapore (mm Hg)	Costante di Henry (atm)	K _{ow} (K _{oc}) (mg/Kg(mg/L))	K _{oc} (mg/Kg(mg/L))	K _{ow} (mg/Kg(mg/L))	Rit.	log K _{ow} (adim.)
1	Acido para-ftalico	100-21-0	Altre sostanze	166.14	2.00E+03	0	1.21E+02	4.54E-01	0	6.67E+01			11 0.20E+01
2	Acrilammide	79-06-1	Altre sostanze	71.08	2.95E+08	4	1.20E+02	16.53E+08	4	1.07E+01			4 -0.79E+01
3	Aclor	15972-00-8	Fertizzanti	269.77	2.40E+02	4	2.10E+05	4.93E+07	4	1.70E+02			4 2.10E+01
4	Aldrin	309-00-2	Fertizzanti	364.50	1.00E+01	1	2.27E+04	4.597E+03	1	4.87E+04			1 6.90E+00
5	Alluminio	7429-90-5	Composti inorganici	26.98	5.94E+04	23	8.74E+10	23		1.50E+03		23	
6	Anilina	62-53-3	Ammine aromatiche	93.10	3.61E+04	4	4.90E+01	23	4.49E+01			23	9.00E+01
7	Anisidina, m,p-	530-90-3	Ammine aromatiche	123.20	1.30E+05	0	5.10E+03	0	6.72E+00			11	1.61E+00
8	Anisidina, o-	90-54-0	Ammine aromatiche	123.17	1.30E+05	0	5.10E+03	0	6.72E+00			11	1.61E+00
9	Antimonio	7440-36-0	Composti inorganici	121.80	1.00E+00	18	23	23		4.50E+01			
10	Argento	7440-22-4	Composti inorganici	107.90	1.00E+00	23	23	23	lg(1)				
11	Arsenico	7440-38-2	Composti inorganici	74.90	4.41E+00	18	23	23	lg(1)				
12	Atrazina	1912-24-9	Fertizzanti	215.70	2.00E+01	4	9.93E+06	4.117E+07	4	7.40E+02			2 2.75E+00
13	Benzene	71-43-2	Aromatici	78.10	1.79E+03	1	9.53E+01	4.228E+01	1	6.20E+01			1 2.13E+00
14	Benzo(a)antracene	50-55-3	Aromatici policiclici	228.30	9.40E+03	1	4.55E+00	4.137E+04	1	3.58E+05			1 5.70E+00
15	Benzo(a)pirene	50-32-6	Aromatici policiclici	252.30	1.82E+03	1	5.00E+04	4.42E+05	1	9.09E+05			1 1.11E+01
16	Benzo(b)fluorantene	205-99-2	Aromatici policiclici	252.30	1.60E+03	1	6.07E+07	18.49E+03	1	1.25E+06			1 6.30E+00
17	Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2	Aromatici policiclici	276.30	7.00E+04	2	1.09E+07	4.300E+05	2	1.00E+06			2 6.51E+00
18	Benzo(k)fluorantene	207-08-9	Aromatici policiclici	262.30	8.00E+04	1	3.09E+08	4.34E+05	1	1.25E+06			1 6.20E+00
19	Berillio	7440-11-7	Composti inorganici	9.01	1.00E+00	18	2.10E+20	23	lg(1)			7 6.00E+02	
20	Boro	7440-42-8	Composti inorganici	10.81	4.37E+04	23	1.24E+07	23				3 3.00E+00	23
21	Bromodichlorometano	75-27-4	Alifatici alogenati cancerogeni	183.80	6.74E+03	4	5.00E+01	4.82E+02	4	5.50E+01			4 2.10E+00
22	Cadmio	7440-43-9	Composti inorganici	112.40	6.51E+05	19	8.90E+18	23					

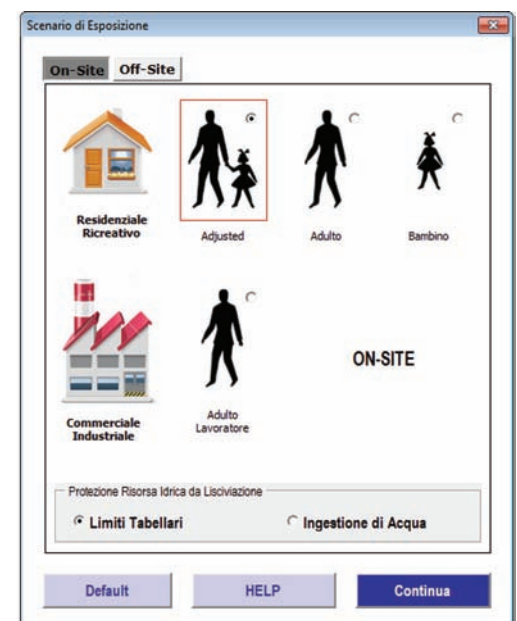
bili, l'utente può inserire le concentrazioni del soil-gas (esprese come mg/m³) che verranno utilizzate per il calcolo dei percorsi di volatilizzazione indoor ed outdoor (opzione aggiuntiva rispetto a quanto previsto nelle linee guida APAT-ISPRA [4]). Nel caso in cui non vengano inseriti valori per il soil-gas, per tali vie di migrazione, vengono utilizzati i dati di concentrazione totali, applicando i modelli di ripartizione previsti dal documento APAT-ISPRA [4].

Scenario e bersagli

Per il calcolo dei fattori di esposizione l'utente può scegliere (Figura 5), in maniera distinta per bersagli on-site e off-site, i seguenti scenari:

- Residenziale/Ricreativo: selezionando tra un recettore Adulto, Bambino o su una esposizione mediata (Adjusted) tra 6 anni da bambino e 24 da adulto (per maggiori chiarimenti

Figura 5. Selezione dello scenario di esposizione.



- si rimanda al documento APAT-ISPRA);
- Industriale/Commerciale: a cui corrispondono bersagli esclusivamente adulti.

Nel caso in cui sia attiva la lisciviazione o il trasporto in falda, si può calcolare il rischio per la risorsa idrica (in conformità con quanto previsto dal D.Lgs. 04/08) o il rischio sanitario associato all'ingestione di acqua (opzione aggiuntiva non conforme alla normativa attuale).

dalla sorgente al punto di esposizione, nel software sono implementati i fattori di trasporto definiti nel documento APAT-ISPRA [4]. In tale ambito viene data la possibilità di attivare e o disattivare alcune opzioni di calcolo inerenti l'esaurimento della sorgente (per volatilizzazione e lisciviazione), il fattore di attenuazione nel suolo (SAM), il tipo di dispersione in falda o il raggiungimento delle condizioni di saturazione (Csat).

Parametri di esposizione

Selezionati i recettori, è necessario definire i parametri di esposizione che descrivono il modello di comportamento atteso per i diversi bersagli individuati. A tal fine viene richiesto di definire la frequenza e la durata di esposizione, il tasso di contatto giornaliero (inalazione, ingestione o contatto dermico), il peso corporeo e il tempo su cui mediare l'esposizione.

Caratteristiche sito

Per il calcolo dei fattori di trasporto è necessario definire diversi parametri inerenti la geometria e le caratteristiche del sito e degli edifici. Per ciascun parametro, può essere definito il dato sito-specifico o impostare i valori di default forniti nel documento APAT-ISPRA. Per velocizzare il processo di inserimento vengono richiesti solo i dati utilizzati per il calcolo, in funzione delle matrici e delle vie di esposizione attive. Inoltre vengono evidenziati i parametri che vengono modificati rispetto a quelli di default.

Fattori di trasporto e opzioni di calcolo

Per la stima dell'attenuazione subita dai contaminanti, durante il trasporto

Output intermedi

Il software permette di visualizzare, per ciascun contaminante e per ciascuna matrice, i diversi output intermedi inerenti i fattori di trasporto, i fattori di esposizione e le concentrazioni al punto di esposizione calcolate.

Calcolo CSR e rischio

Per ciascun contaminante e via di esposizione attiva, vengono calcolati i rischi e le concentrazioni soglia di rischio (CSR) individuali (singola sostanza) e cumulativi (legati alla presenza di più sostanze) associati a ciascuna matrice (suolo superficiale, suolo profondo e falda). Per l'individuazione della CSR della matrice, viene selezionato il valore minimo tra le CSR di ciascun comparto (outdoor, indoor e lisciviazione/trasporto in falda). I criteri di cumulo nei diversi comparti risultano in accordo con quanto previsto dalla procedura APAT-ISPRA. Ad esempio per il calcolo della CSR outdoor del suolo superficiale, vengono cumulati gli effetti legati all'ingestione di suolo, contatto dermico ed inalazione outdoor di vapori e polveri.

Per i contatti non diretti (volatilizzazione e lisciviazione), nel calcolo della

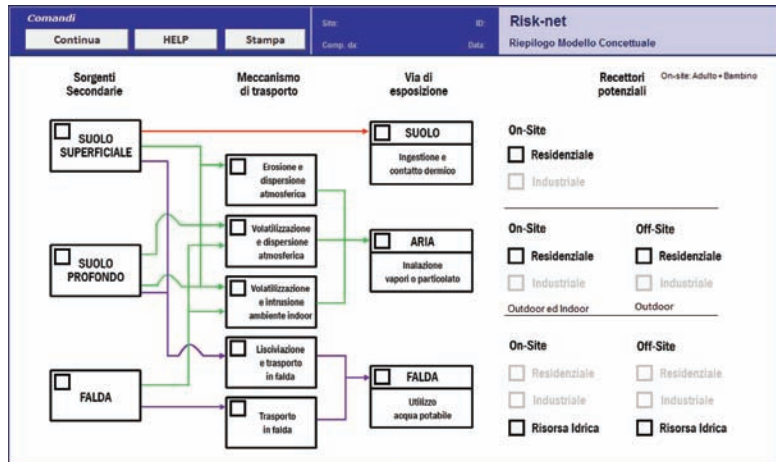
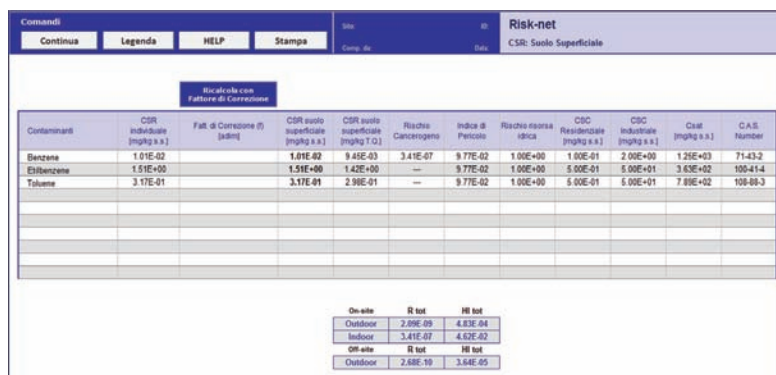


Figura 6. Riepilogo
Modello Concettuale.

CSR viene effettuata una verifica sul raggiungimento delle condizioni di saturazione. Se la CSR teorica calcolata risulta maggiore della saturazione (o della solubilità nel caso di falda contaminata) negli output, oltre alla CSR teorica, viene riportato il simbolo “>Csat” (o “>Sol”, solubilità). Discorso diverso per i contatti diretti (ingestione di suolo ed acqua e contatto dermico) per i quali il recettore può venire a contatto con il composto anche in fase separata e per i quali la CSR non risulta limitata dalla Csat.

Nel caso di contaminazione da idrocarburi il programma permette inoltre di calcolare le CSR per la classe “Idrocarburi C>12” e “Idrocarburi C<12” nei suoli, e per la classe “Idrocarburi totali” nelle acque sotterranee. In particolare il calcolo delle CSR della

Figura 7. Calcolo degli obiettivi di bonifica (CSR).



classe in esame viene effettuato mediante il metodo della “frazione critica” ovvero selezionando la classe MA-DEP che genera il rischio maggiore con riferimento alla reale presenza di tale classe nella miscela riscontrata nel sito.

Riepilogo output

Una volta calcolati il rischio e gli obiettivi di bonifica è possibile visualizzare, per ciascun contaminante, il riepilogo dei diversi output intermedi (fattori di trasporto e vie di esposizione) e finali (Figura 8).

Analisi integrative

Oltre al calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica il software può essere utilizzato per effettuare alcune analisi integrative.

Evoluzione temporale della contaminazione in falda. Come riportato in Figura

9, il programma permette di effettuare delle valutazioni sull'evoluzione spazio-temporale della contaminazione in falda (nel software è implementata l'equazione di Domenico in funzione del tempo e dello spazio). In particolare l'utente può selezionare il contaminante di interesse (dal menù a tendina), la concentrazione iniziale, la posizione in cui si vuole analizzare l'evoluzione temporale e alcune caratteristiche generali del sito.

Si sottolinea che tale analisi è finalizzata esclusivamente a valutazioni sul raggiungimento delle condizioni di equilibrio e non viene utilizzata per la stima degli obiettivi di bonifica o di calcolo del rischio.

Ripartizione di contaminanti nelle diverse fasi del suolo. Nel caso di applicazione dell'Analisi di Rischio in modalità "Forward" (Calcolo del Rischio), è possibile visualizzare, per ciascun contaminante

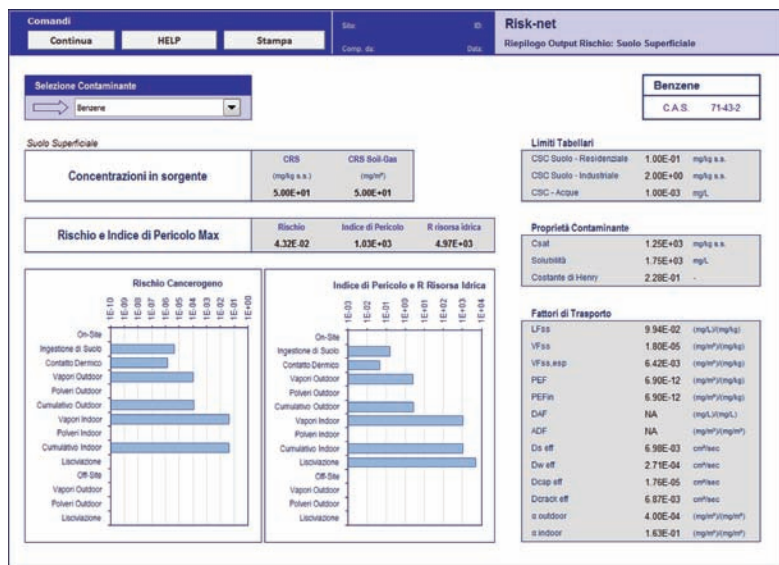
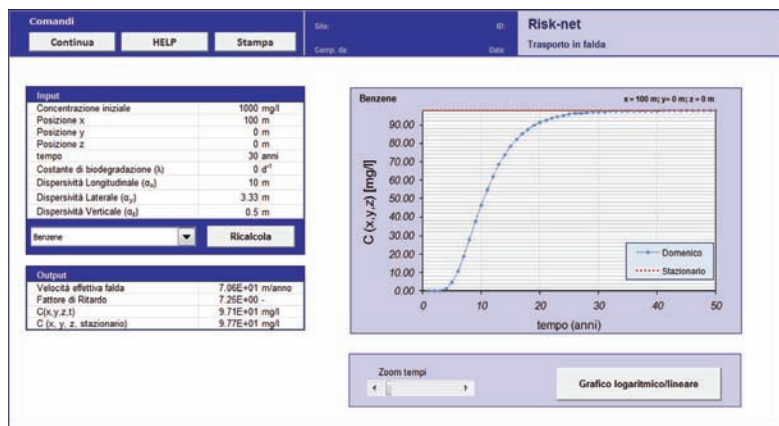


Figura 8. Riepilogo Output analisi forward (calcolo del rischio).

il riepilogo delle concentrazioni calcolate nei diversi punti di esposizione (Cpoe) e la ripartizione del contaminante nelle diverse fasi del suolo.

Valori di screening per la mobilità del prodotto libero. Con Risk-net è possibile effettuare delle valutazioni sulla mobilità del prodotto libero nella zona insatura e satura. Per ciascun contaminante selezionato vengono calcolati dei valori di screening secondo quanto previsto dallo standard ASTM E2081-00. Tale verifica risulta particolarmente utile soprattutto per quei contaminanti in cui il calcolo degli obiettivi di bonifica ha messo in evidenza il raggiungimento delle condizioni di saturazione (Csat).

Figura 9. Evoluzione della contaminazione in falda.



Criticità nell'applicazione dell'analisi di rischio

Sebbene la procedura di Analisi di Rischio sia basata su criteri riconosciuti a livello nazionale ed internazionale ed esistano software, come Risk-net, che rappresentano strumenti semplici ed efficaci per la sua applicazione, l'esperienza maturata negli ultimi anni ha messo in evidenza alcune criticità che da un lato possono rendere difficoltosa l'approvazione dell'analisi di rischio o dall'altro possono condurre a risultati eccessivamente cautelativi, con conseguenti ricadute sui costi degli interventi di bonifica. Di seguito vengono brevemente riassunte alcune di queste criticità, che sono state suddivise in criticità legate alla interpretazione normativa e in criticità legate ai limiti tecnici della procedura.

Criticità normative

CSR<CSC. I valori definiti dalla normativa, CSC (Concentrazioni Soglia di Contaminazione), risultano spesso non coerenti con le Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) calcolate con la procedura di Analisi di Rischio. Nello specifico accade spesso che l'applicazione dell'analisi di rischio conduca a obiettivi di bonifica (CSR) che risultano più bassi dei valori definiti dalla normativa (CSC). Tale esito è legato al fatto che i criteri seguiti per sviluppare le CSC sono in buona misura difformi da quelli seguiti per determinare le CSR, basati per l'appunto sulla procedura ASTM-RBCA. Tenuto conto che da una lettura rigorosa della normativa, l'obiettivo di bonifica coincide necessariamente con la CSR, tale risultato determina spesso contenziosi tra aziende ed enti di controllo sulla definizione degli obiettivi di bonifica. È infatti evidente che vincolare una bonifica a CSR inferiori alle CSC

potrebbe generare delle situazioni paradossali. Il classico esempio è quello di due siti contigui: il sito A nel quale ad esempio la concentrazione massima rilevata di un contaminante è pari alla CSC e per il quale la procedura di AdR non risulta necessaria, essendo il sito non contaminato; il sito B, caratterizzato magari da un lieve superamento delle CSC, nel quale l'analisi di rischio restituisce una CSR pari a un decimo della CSC. La situazione paradossale è che nel primo sito la CSC è una concentrazione accettabile, mentre nel sito B scatta l'obbligo di bonificare a un decimo della CSC. Tale aspetto andrebbe evidentemente affrontato e risolto a livello normativo. Una possibilità potrebbe essere quella di modificare i valori tabellari delle CSC, rendendoli omogenei e congruenti alle CSR; una alternativa, seppure tecnicamente meno nobile, potrebbe essere quella di chiarire esplicitamente nella normativa che l'obiettivo di bonifica non può mai essere inferiore alle CSC.

Definizione del rischio accettabile per le sostanze cancerogene. Per i contaminanti cancerogeni non esiste una dose di riferimento al di sotto della quale si possa assumere che non esistano rischi per la salute ma si considera che qualsiasi esposizione contribuisca ad aumentare il rischio di tumore legato all'esposizione cronica al sito contaminato. Per questo tipo di contaminanti la scelta del livello di rischio accettabile non è una scelta oggettiva basata su criteri scientifici o tossicologici (come nel caso delle sostanze tossiche non cancerogene) ma si tratta di una scelta politica riguardo al rischio incrementale di tumori legato alla presenza del sito contaminato, ritenuto in qualche modo accettabile, anche rispetto ad altre cause di rischio. A livello nazionale, con il D.Lgs. 04/08, il limite di rischio accettabile per la singola sostanza è stato fissato pari a 10^{-6} che equivale alla pro-

babilità di 1 persona su un 1.000.000 di contrarre un tumore in seguito all'esposizione cronica al sito contaminato. Tale scelta risulta piuttosto conservativa se confrontata con i valori comunemente adottati a livello europeo in cui generalmente viene fissato un limite accettabile pari a 10^{-5} ed in alcuni casi (ad es. Olanda) pari a 10^{-4} [7].

Presenza di valori di fondo superiori alle CSC. Per alcuni contaminanti (ad esempio Arsenico, Ferro e Manganese), è frequente riscontrare delle concentrazioni nel sottosuolo riconducibili ai valori di fondo naturale e antropico che risultano superiori alle CSC definite dalla normativa. In questi casi sebbene esistano dei documenti e delle linee guida che descrivano come stabilire il valore di fondo di un sito (ISPRA-ISS [8]) tale aspetto non viene sempre valutato.

Assenza di classificazione degli acquiferi. L'assenza di una classificazione degli acquiferi a livello regionale e nazionale vincola il rispetto dei valori normati dal D.Lgs. 152/06 e s.m.i. (e quindi conduce spesso a obiettivi di bonifica particolarmente stringenti) anche per corpi idrici che non vengono utilizzati per scopi idropotabili o irrigui. Tale aspetto non risulta in linea con la direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento dei corpi idrici, in cui sono stati introdotti dei criteri per l'identificazione degli acquiferi in funzione della quantità di acque sotterranee emungibili ("quantità significativa") e degli effetti che una diminuzione del flusso potrebbe causare all'ecosistema ("flusso significativo").

Criticità tecniche

Modelli di trasporto in alcuni casi troppo semplificati. I modelli di trasporto utilizzati nelle procedure di Analisi di Rischio risultano in molti casi

eccessivamente conservativi portando a delle sovrastime degli impatti in alcuni casi di ordini di grandezza. Tali modelli non tengono conto di diversi processi di attenuazione naturale che avvengono nel sottosuolo, che diversi studi sperimentali e di campo effettuati negli ultimi anni hanno dimostrato essere particolarmente rilevanti per alcune tipologie di contaminanti e condizioni sito-specifiche. A parziale soluzione di questa criticità, recentemente sono stati proposti dei modelli analitici di lisciviazione e trasporto in falda, che tengono conto dei fenomeni di attenuazione della sorgente e di biodegradazione, la cui applicazione potrebbe consentire una stima maggiormente realistica del rischio [9, 10].

Modelli di ripartizione in alcuni casi troppo semplificati. I modelli attualmente impiegati nella procedura di analisi di rischio in alcuni casi sovrastimano l'effettiva disponibilità dei contaminanti nel sottosuolo. In tali modelli si assume infatti che la ripartizione del contaminante sia lineare ed istantanea e che avvenga dalla fase acquosa a una relativamente omogenea e amorfa fase gelatinosa di sostanza organica. Tuttavia gli studi effettuati negli ultimi anni hanno evidenziato che l'adsorbimento non è lineare ma risulta competitivo e spesso irreversibile principalmente a causa dell'eterogeneità della sostanza organica (SOM) presente nel suolo (ad esempio presenza di kerogene e black carbon).

Presenza di saturazioni nel sottosuolo. In siti contaminati da composti organici è frequente riscontrare concentrazioni nel sottosuolo superiori a quelle di saturazione (C_{sat}). Il verificarsi di tale condizione rende più complicata la stima dei potenziali impatti che questi contaminanti possono avere sulle diverse matrici ambientali e sull'uomo. La procedura RBCA non definisce in maniera chiara come gestire la presen-

za di saturazioni nel sottosuolo e come valutare il rischio nel caso di fase separata nel suolo. Non trattare in maniera corretta la presenza di saturazioni nel sottosuolo può condurre, in particolar modo per composti pesanti come gli IPA, ad una sovrastima dei rischi anche di ordini di grandezza.

Modelli di esposizione non tengono conto di aspetti di biodisponibilità.

Nella procedura di Analisi di Rischio attualmente utilizzata si assume che la dose di un generico contaminante assorbita attraverso una generica via di esposizione coincida di fatto con la dose assunta. Tale ipotesi risulta estremamente conservativa e può condurre in alcuni casi ad una sovrastima eccessiva del rischio e di conseguenza degli obiettivi di bonifica. Potrebbe essere utile trasferire in Italia l'esperienza accumulata ad esempio nel Regno Unito ed in Australia, dove gli studi di bioaccessibilità sono stati già utilizzati per stabilire gli obiettivi di bonifica di Arsenico e Piombo in suoli superficiali, nei quali la via di esposizione prevalente è rappresentata dalla ingestione diretta di suolo.

Conclusioni

L'attuale quadro normativo prevede per l'analisi di rischio un ruolo centrale nell'ambito dei procedimenti di bonifica. Si tratta infatti di una procedura che consente di valutare l'effettivo stato di contaminazione di un sito e che fissa gli obiettivi di bonifica sito-specifici. L'introduzione dei criteri metodologici APAT-ISPRA ha contribuito a definire dei criteri condivisi a livello nazionale, consentendo una sostanziale omogeneità di approccio nella progettazione e validazione dei documenti di analisi di rischio. Un ulteriore passo avanti in questa direzione è stato rappresentato dall'introduzione del software Risk-net,

che implementa integralmente quanto previsto nei criteri metodologici APAT-ISPRA. Nonostante i grossi sforzi fatti ai fini di una standardizzazione tecnica delle modalità di applicazione dell'analisi di rischio, esistono ancora delle criticità di carattere tecnico, che dovrebbero essere risolte, per consentire una effettiva omogeneità anche nell'interpretazione di alcuni aspetti specifici, che sono stati delineati nel presente articolo.

Prescindendo dagli aspetti tecnici, merita soffermarsi sul ruolo dell'analisi di rischio nel contesto legislativo nazionale. Infatti, a differenza di quanto si fa in altri Paesi europei, dove l'analisi di rischio è una delle linee di evidenza che viene utilizzata per definire gli obiettivi di bonifica, insieme a valutazioni di carattere tecnico, economico e persino sociale, l'impianto normativo italiano affida all'analisi di rischio un ruolo centrale ed unico. Questa situazione determina una notevole rigidità del sistema, sia nella fase di definizione degli obiettivi e di progettazione degli interventi di bonifica, che nella fase di verifica e certificazione. Il risultato che ne consegue non è pertanto sempre rispondente agli intenti del legislatore, che introducendo l'analisi di rischio voleva non solo contestualizzare gli obiettivi di bonifica alle condizioni sito-specifiche, ma probabilmente anche introdurre un elemento di maggiore flessibilità nell'ambito dei procedimenti di bonifica. Purtroppo, il quadro di applicazione della normativa ci dice che la situazione è ben lontana dal garantire quel necessario grado di flessibilità. Le criticità discusse nel presente articolo suggeriscono l'opportunità di modifiche normative o quanto

meno di chiarimenti interpretativi, atti a rendere meno rigida e cautelativa l'applicazione dell'analisi di rischio

Bibliografia

1. D.Lgs. 152/06 (2006) Norme in materia ambientale. Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 Aprile 2006, Supplemento Ordinario n. 96.
2. D.M. 471/99 (1999) Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati.
3. ASTM (2000). *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*. American Society for Testing and Materials. **Standard E2081-00**. West Conshohocken, PA.
4. ISPRA (2008) *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati, Revisione 2*. Disponibile su: www.isprambiente.it.
5. Risk-net (2011) *Software per l'Analisi di Rischio applicata ai siti contaminati*. Disponibile gratuitamente su: <http://www.reconnet.net>.
6. ISS-ISPEL (2009) *Banca dati ISS/ISPEL. Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti*. Aggiornata a maggio del 2009.
7. Carlon C., D'Alessandro M. and Swartjes F. (2007). *Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation*. European Commission Joint Research Centre, Ispra Italy, EUR 22805 EN - 2007, p. 320.
8. ISPRA-ISS (2006). *Protocollo Operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli/metalloidi nei suoli dei siti di interesse nazionale*. Protocollo APAT-ISS n. 18744 del 28/06/2006.
9. Baciocchi R., Berardi S. and Verginelli I. (2010). Human Health Risk Assessment: models for predicting the Effective Exposure Duration of On-Site Receptors Exposed to Contaminated Groundwater. *Journal of Hazardous Materials* 181 (1-3), 226-233.
10. Verginelli I., Baciocchi R. (2013). Role of natural attenuation in modeling the leaching of contaminants in the risk analysis framework. *Journal of Environmental Management* 114, 395-403.

Tecnologie avanzate per la bonifica di siti contaminati

Federico G.A. Vagliasindi, Pietro P. Falciglia

Il risanamento di siti contaminati è un problema tanto importante da essere diventato un momento cruciale nella gestione di territorio e ambiente. Gli interventi richiedono l'impiego di ingenti risorse. Risulta pertanto importante individuare trattamenti che operino senza perdere di vista le sostenibilità tecnica, ambientale ed economica. Risulta altresì di fondamentale importanza l'investimento in attività di ricerca attraverso i cui risultati sarà possibile fornire alla collettività idonei strumenti tecnici e pianificatori.

Negli ultimi anni quello del risanamento di siti contaminati è divenuto un problema di enormi dimensioni, in ambito comunitario e ancor più a livello nazionale, rappresentando di conseguenza uno dei punti cardine delle strategie nazionali di gestione del territorio e dell'ambiente, sia per le conseguenze strettamente ambientali e sanitarie del problema sia per le profonde ripercussioni socio-economiche legate alla deindustrializzazione di vaste aree produttive.

Si è quindi assistito ad un rapido sviluppo del settore, supportato da un rilevante impegno dal punto di vista scientifico, tecnico ed economico e finalizzato al miglioramento delle tecnologie che stanno alla base degli interventi di bonifica e risanamento di suoli ed acque sotterranee [1].

Al fine di assicurare il raggiungimento di obiettivi normativi di bonifica spesso molto rigorosi e in tempi compatibili con quelle che sono le reali necessità dei soggetti interessati, risulta di fondamentale importanza l'impiego di tecnologie di trattamento caratterizzate da alte efficienze di rimozione. Esse presentano però generalmente elevati costi di realizzazione e gestione; è invece fondamentale l'individuazione di opportuni ed efficaci trattamenti di risanamento in grado di operare in un quadro sinergico di sostenibilità tecnica, economica ed ambientale, anche in presenza di uno

specifico quadro normativo non sempre univoco e chiaro.

Le tecnologie dedicate risultano quindi in numero ridotto e la loro applicazione limitata a causa degli elevati tempi di bonifica e dei costi.

In tale contesto si intuisce la necessità di ottimizzare le tecniche di trattamento già note in letteratura e svilupparne di nuove al fine di massimizzarne i rendimenti anche in contesti in cui spesso è difficile operare con sistemi convenzionali. È fondamentale quindi investire in attività di ricerca attraverso i cui risultati sarà possibile fornire alla collettività idonei strumenti tecnici e pianificatori.

Il presente lavoro riporta gli aspetti fondamentali connessi alle principali tecniche di trattamento di suoli ed acque sotterranee contaminati ritenute più innovative e la cui applicazione a scala reale, per alcune di esse, rappresenta oggi ancora una frontiera della ricerca scientifica.

Tecnologie di trattamento di suoli ed acque sotterranee

L'individuazione della tecnologia di trattamento ottimale rappresenta una delle fasi d'intervento più complesse e necessita di una elaborazione di dettaglio dei risultati ottenuti in fase di caratterizzazione e dell'applicazione di modelli di screening preliminare.

I sistemi di intervento su suoli ed acque contaminati possono essere classificati in *in situ* ed *ex-situ*. I primi prevedono il trattamento della matrice contaminata senza effettuarne la rimozione, i secondi sono basati su un preliminare intervento di escavazione (suolo) o emungimento (acque sotterranee), seguita da una fase di trattamento finalizzata alla loro decontaminazione che può avvenire on site, ovvero in prossimità del sito, oppure off-site, in luogo diverso dal sito di provenienza. La scelta della tecnologia idonea è comunque fortemente influenzata dalla natura della matrice, dalle caratteristiche quali-quantitative della contaminazione (presenza di metalli pesanti, di idrocarburi o co-presenza, concentrazione di sostanza organica), dai volumi da trattare, e dalle condizioni sito-specifiche del sito. Bisogna inoltre tenere conto dei limiti, in termini di concentrazione residua, imposti dalla normativa vigente, dell'affidabilità della tecnologia e dei costi di intervento e gestione.

Tabella 1. Principali tecnologie di trattamento di suoli ed acque contaminati.

Suoli contaminati		Acque contaminate
Biologiche	Bioventing	Barriere Reattive Permeabili
	Bioleaching	Airsparging-Biosparging
	Bioaugmentation	Dual Phase Extraction
	Phytoremediation	Pump&treat
Chimico-fisiche	Soil Vapor Extraction	
	Decontaminazione Elettrocinetica (in situ)	
	Elettrodialisi (ex-situ) a corrente elettrica costante o pulsata	
	Stabilizzazione/Solidificazione (in situ)	
	Soil Washing (ex-situ)	
	Soil Flushing (in situ)	
	Estrazione/ossidazione chimica con solventi o tensioattivi (in situ ed ex-situ)	
Termiche	Desorbimento Termico (in situ ed ex-situ)	

Le principali tecnologie di trattamento di suoli ed acque contaminati sono riportate in Tabella 1.

Tra di esse quelle di *Stabilizzazione/Solidificazione in situ*, *phytoremediation* (in situ), *bioleaching* (ex-situ), e *desorbimento termico a microonde* in situ, per i suoli contaminati, oppure quelle per il trattamento di acque sotterranee mediante *Barriere Reattive Permeabili*, possono essere considerate tra le principali tecniche più innovative in fase di sviluppo ed ottimizzazione.

Ad esse se ne aggiungono diverse di quelle che vengono definite tecniche di trattamento combinate, dove più processi anche di natura differente vengono combinati tra loro al fine di massimizzare i rendimenti operativi e le sinergie d'intervento. Tra esse quelle che prevedono l'applicazione di campi elettrici a trattamenti convenzionali di *phytoextraction* [2], o quelle che prevedono l'utilizzo di tensioattivi o batteri acidificanti come bio-liscivianti in trattamenti di *decontaminazione elettrocinetica* di suoli contaminati da metalli pesanti o inquinanti organici [3], oppure le tecniche integrate di decontaminazione elettrocinetica e biostimolazione [4].

Stabilizzazione/Solidificazione in situ

I trattamenti di Stabilizzazione/Solidificazione (S/S) in situ prevedono la miscelazione del suolo contaminato con leganti idraulici e/o specifici reagenti tramite appositi *auger* finalizzati alla realizzazione di colonne di suolo sotterranee solidificate all'interno delle quali i contaminanti vengono fissati chimicamente ed isolati strutturalmente dall'ambiente circostante al fine di minimizzarne la mobilità e di conseguenza azzerare i rischi di migrazione [5]. I due processi fondamentali alla base del trattamento sono quelli di [6, 7]:

Figura 1. Fasi di realizzazione delle colonne in interventi in situ di Stabilizzazione/Solidificazione tramite sistema a miscelazione meccanica (*soil mix remediation*).

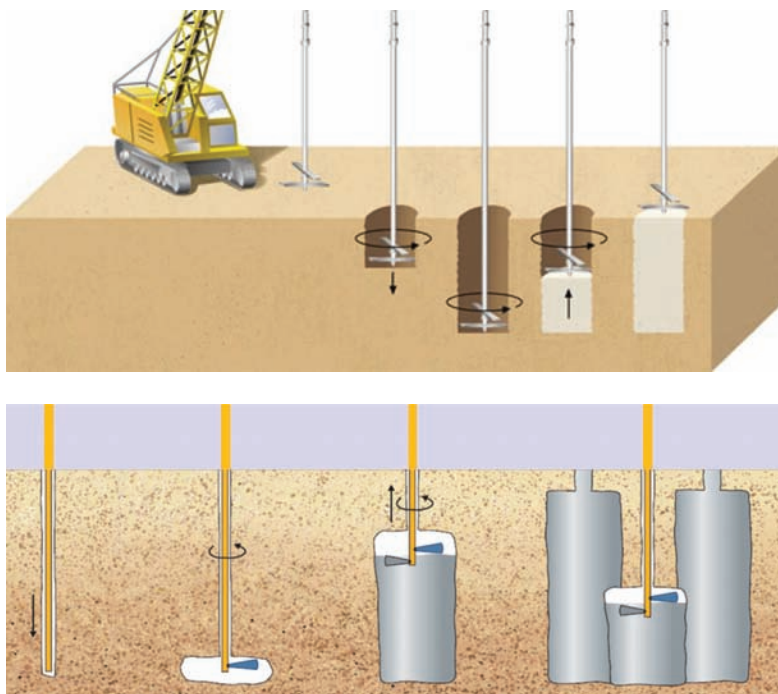


Figura 2. Fasi di realizzazione delle colonne in interventi in situ di Stabilizzazione/Solidificazione tramite sistema *jet-grouting*.

- *stabilizzazione*: mediante l'utilizzo di specifici materiali e/o reagenti si riduce la solubilità e si favorisce l'adsorbimento dei contaminanti riducendone la mobilità;
- *solidificazione*: attraverso l'iniezione di leganti idraulici quali cemento portland è possibile ottenere una massa solida stabile e resistente dal punto di vista meccanico, all'interno della quale i contaminanti vengono fissati all'interno del reticolo cristallino dei materiali prodotti durante le fasi di idratazione dei leganti impiegati.

I principali meccanismi chimico-fisici che entrano in gioco sono di macro- e micro-incapsulamento, assorbimento, adsorbimento e precipitazione.

Tecnologicamente i trattamenti vengono attuati mediante sistemi di trivellazione meccanica verticale del suolo in grado di dosare i leganti ed i reagenti voluti e di miscelarli contemporaneamente con il suolo (sistemi di *soil mix remediation*) (Figura 1). Il risultato è costituito da colonne di suolo solidificate che racchiu-

dono ed isolano dal contesto esterno i contaminanti stabilizzati. L'immissione dei leganti può avvenire anche mediante sistemi in pressione tipo *jet-grouting* (Figura 2) [8, 9].

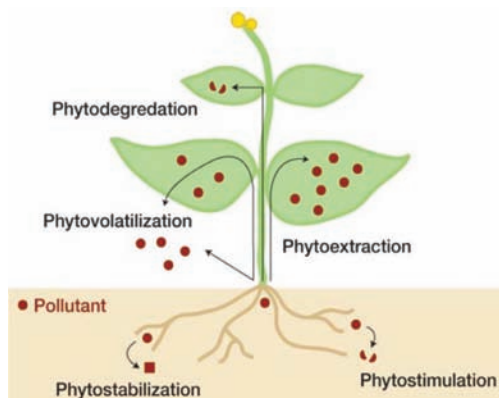
Il legante più utilizzato è il cemento portland anche se possono essere usate miscele di pozzolana e calce con cui è possibile ottenere un effetto cementante simile a quello del cemento portland. Altri materiali necessari al trattamento, grazie alle loro caratteristiche assorbenti ed adsorbenti sono le argille organicamente modificate, le ceneri volanti ed altri minerali argillosi quali la bentonite, la caolinite e la vermiculite [10].

Non essendo però previste la rimozione o la riduzione di concentrazione di contaminante/i presente nel suolo, risulta indispensabile prevedere un sistema di monitoraggio in situ in grado di valutare la perfetta tenuta nel tempo delle matrici solidificate, così come è indispensabile condurre delle prove preliminari di laboratorio per verificare che le miscele che si vogliono realizzare soddisfino determinati criteri di stabilità, resistenza meccanica ed alle condizioni ambientali nel tempo.

L'utilizzo delle tecniche di S/S è infatti subordinata all'applicazione di un protocollo di verifica sperimentale, finalizzato alla valutazione delle performance dei sistemi monolitici che si vogliono ottenere, mediante la conduzione di test a scala di laboratorio. Tale protocollo, variabile in funzione del contesto operativo, prevede generalmente la valutazione di parametri quali la resistenza meccanica (*Unconfined Compressive Strength, UCS test*), la permeabilità e la resistenza alla variazione dei cicli meteo-climatici (*Freeze-Thaw* e *Wet-Dry test*) delle matrici trattate, nonché il grado di cessione dei contaminanti presenti (*Leaching test*) [11].

Il test di resistenza a compressione non confinato (*Unconfined Compressive Strength, UCS*) è il test più comunemen-

Figura 3. Meccanismi di azione sui contaminati in trattamenti di phytoremediation (Fonte: Pilon-Smiths. *Annual Rev. Plant. Biol.*, 2005).



te utilizzato per la valutazione della resistenza meccanica dei suoli sottoposti al trattamento di S/S. Esso permette di determinare la resistenza a compressione di provini cilindrici, applicando una forza assiale di compressione crescente fino alla rottura del provino. I materiali trattati devono presentare una resistenza sufficiente per consentire loro di sostenere i carichi collocati su di essi.

I test di durabilità verificano la resistenza delle matrici S/S e permettono di valutare il loro comportamento quando sono sottoposte al logoramento fisico causato dagli agenti atmosferici. I provini vengono sottoposti a cicli continui di congelamento e scongelamento (*Freeze/Thaw, F/T*) e di immersione in acqua ed essiccazione in forno (*Wet/Dry, W/D*). Il superamento del test viene definito dalla determinazione della perdita di peso dei provini che non deve generalmente superare il 30% del valore iniziale.

I test di cessione sono fondamentali per valutare il comportamento delle matrici S/S all'azione lisciviante delle acque meteoriche e di percolazione. La loro finalità è infatti quella di valutare il trasferimento di una massa di contaminante dalla matrice solida ad un liquido di estrazione (generalmente una soluzione acquosa acida) con cui è entrato in contatto.

Esistono diverse metodiche di esecuzione dei test di cessione, da applicare ai materiali trattati e non trattati, da

scegliere in funzione delle condizioni ambientali da simulare e del contesto normativo in cui si opera.

Recenti studi hanno dimostrato l'applicabilità delle tecniche di S/S per il trattamento di suoli contaminate da composti organici [9], metalli pesanti [12] e radionuclidi [13].

Phytoremediation

La *phytoremediation* in situ è una tecnica di bonifica che ricorre all'utilizzo di specie vegetali per il trattamento di suoli contaminati, basata sulla complessa interazione tra l'apparato radicale delle piante, i microrganismi ed il suolo [14].

La vasta gamma di contaminanti ai quali è possibile applicare questa tecnica comprende sia composti organici (idrocarburi, composti clorurati e pesticidi), che contaminanti inorganici (sali, metalli pesanti).

In particolare la *phytoextraction* è basata sull'utilizzo di piante accumulatrici in grado di assorbire e concentrare nelle parti epigee, i contaminanti presenti (metalli pesanti) nelle matrici da trattare [2] (Figura 3).

La *phytoextraction* è sicuramente indicata a livello mondiale tra le tecniche di bonifica più economiche e con un impatto minimo sui vari comparti ambientali. Da un punto di vista economico, è stato calcolato come essa presenti costi di implementazione e gestione complessivamente inferiori del 40% rispetto ad altre applicazioni in situ e fino all'80% se confrontate con tecniche ex situ. L'utilizzo di tali sistemi presenta inoltre una serie di altri vantaggi quali:

- l'economicità e l'elevata flessibilità gestionale (sistemi autoregolanti);
- la possibilità di applicazione a suoli multicontaminati (inquinanti organici e/o inorganici);

- la possibilità di ottenere una istantanea riqualificazione naturale-paesaggistica dell'area contaminata;
- la possibilità di mantenere inalterata la struttura chimico-fisica del suolo, interferendo moderatamente con l'attività dei microorganismi in esso presenti, rendendo possibile il suo recupero ed eventuale riutilizzo;
- l'ottimo impatto sull'opinione pubblica.

I principali svantaggi sono rappresentati da:

- le problematiche connesse alla compatibilità tra la profondità dell'inquinamento e la lunghezza massima dell'apparato radicale delle specie vegetali;
- la necessità che ci siano le condizioni per l'instaurarsi di mutue relazioni tra apparato radicale delle piante e i microrganismi del suolo (pH, salinità, C.S.C., k_{ow} , S.O., concentrazione di contaminati e nutrienti, granulometria, fattori ambientali).

Al fine di rendere più biodisponibili alle piante i metalli presenti nel suolo ed aumentare di conseguenza la capacità estrattiva (*uptake*) delle stesse, i trattamenti di *phytoextraction* prevedono l'utilizzo di agenti chelanti con cui acidificare il suolo contaminato da trattare [2].

Un chelante è un legante contenente due o più gruppi elettro-donatori (HnY^-), che consentono la formazione di legami tra uno ione metallico e il chelante stesso. In tale situazione la solubilità totale del metallo incrementa notevolmente, soprattutto quando sono utilizzati chelanti forti. Tra i composti più frequentemente applicati, vi sono gli acidi etilendiammintetracetico (EDTA), nitriloacetico (NTA) e citrico.

Diverse sono state le specie vegetali testate nel corso delle sperimentazioni in funzione del contaminante/i da estrarre, della natura dei suoli utilizzati e dalle condizioni al contorno. In particolare, è

da evidenziare l'impiego della *Thalassia caerulea* su suoli contaminati da cadmio, o di diverse felci appartenenti alla famiglia delle *Pteris* su terreni contaminati da arsenico [15]. Tra le felci, si evidenzia l'importanza della *Pteris vittata* L. che, utilizzata in diverse indagini, ha fornito risultati sorprendenti [16], con concentrazioni di arsenico nelle foglie fino a 200 volte più alte del terreno di crescita (2% p/p).

Altri studi condotti in condizioni controllate su suoli multicontaminati (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn) hanno messo in luce le proprietà iperaccumulatrici, (con particolare riferimento al piombo), di diverse specie quali le brassicacee: la *Brassica napus*, *Brassica juncea*, *Raphanus sativus* e la *Brassica carinata* [17-19].

Il limite più significativo è però rappresentato dai tempi di trattamento elevati. Considerando i migliori valori di efficienza di *uptake* ottenuti e fissando obiettivi di trattamento minimi, dove cioè i target di bonifica si discostano poco dalle concentrazioni di contaminanti presenti nel suolo, sono infatti necessari tempi spesso improponibili, nell'ordine delle decine se non delle centinaia di anni. Tale limite rappresenta oggi la frontiera della ricerca scientifica e fa sì che ad oggi le applicazioni di *phytoextraction* in situ su scala reale risultino essere estremamente ridotte.

Bioleaching ex-situ

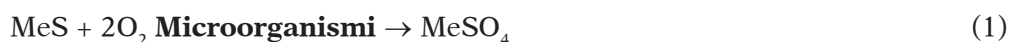
I trattamenti di *bioleaching*, ovvero di estrazione dei metalli presenti in un suolo contaminato da bonificare, tramite l'inoculo di microorganismi acidificanti, rappresenta oggi una valida alternativa di bonifica dalle enormi potenzialità, estremamente flessibile, ecocompatibile ed a basso costo [20].

I meccanismi alla base del trattamento si innescano in condizioni di tipo aereo-

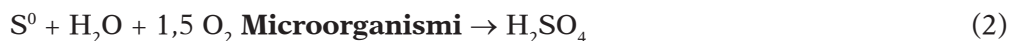
bico grazie alla presenza di specifici microorganismi solfuro-ossidanti in grado di instaurare condizioni acide nel suolo (*acidificazione indiretta*) o di solubilizzare direttamente i metalli attraverso differenti stati di ossidazione (*ossidazione diretta*) [21, 22].

Nel caso di ossidazione diretta (Eq. 1), i microorganismi sono in grado di solubilizzare i solfuri del metallo attaccando la superficie dei minerali ed ossidandoli enzimaticamente a solfati di metallo solubile. Nell'acidificazione indiretta, invece lo Zolfo elementare (S^0) o i composti a base di S vengono ossidati ad acido solforico (Eq. 2) determinando un abbassamento del pH del suolo ed una conseguente formazione di complessi o chelati solubili di metallo, ovvero la solubilizzazione dei metalli stessi (Eq. 3) [22]:

1. *Meccanismo diretto*



2. *Meccanismo indiretto*



dove Me è un metallo bivalente.

I microorganismi più comunemente utilizzati in trattamenti di *bioleaching* sono batteri come *Acidithiobacillus*, *Acetobacter*, *Acidophilum*, *Arthrobacter* e *Pseudomonas*, e funghi quali *Penicillium*, *Aspergillus* e *Fusarium*.

A dispetto dei grandi vantaggi che il trattamento presenta quali la flessibilità e l'economicità, l'efficienza di rimozione dei contaminanti dipende da numerosi fattori fisico-chimici e biologici connessi principalmente alla crescita dei microorganismi inoculati quali le condizioni ambientali di operatività (pH, temperatura) e la concentrazione di contaminanti inizialmente presenti nel suolo. Il sussistere di condizioni non ottimali alla crescita dei microorganismi potrebbe fortemente ridurre il rendimento del trattamento [22].

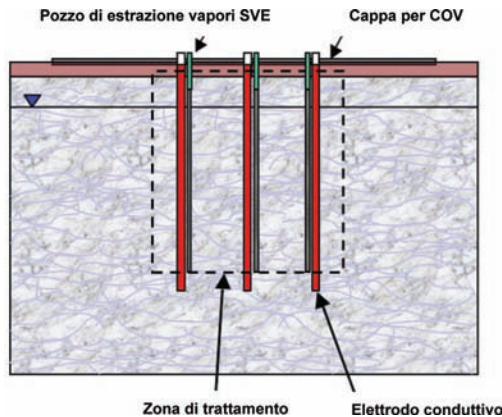
Desorbimento termico a microonde in situ

Al fine di superare i limiti connessi all'applicazione delle tecnologie ex-situ si è ultimamente assistito allo sviluppo ed alla conseguente applicazione di trattamenti di desorbimento termico in situ [23].

Tra questi, i sistemi più efficaci sono quelli ad elettrodi di tipo conduttivo, dove il riscaldamento della matrice da trattare viene attuato per contatto diretto di quest'ultima con elementi (elettrodi) riscaldati a temperature fino a circa 800 °C. Il trasferimento di calore avviene per conduzione termica. (Figura 4).

Tra i trattamenti termici più innovativi, occupano un ruolo predominante quelli che prevedono l'utilizzo delle microonde (*microwave*, MW) come sorgente energizzante [24, 25]. Essi sono essenzialmente basati sull'irradiazione del suolo mediante onde elettromagnetiche con la frequenza delle microonde ($f = 2450 \text{ MHz}$) in grado di determinare il riscaldamento delle porzioni contaminate e favorire di conseguenza la vaporizzazione dei contaminanti.

Figura 4. Schema di processo di desorbimento termico in situ ad elettrodi conduttivi.



I trattamenti a microonde (300 MHz-300 GHz) sono basati sulla capacità che tali onde elettromagnetiche hanno nell'attraversare il suolo e provocare il riscaldamento del suolo stesso o quello selettivo dei contaminanti polari presenti grazie al continuo e rapido riallinearsi dei dipoli elettrici presenti nel suolo o nel contaminante per effetto della presenza di un campo elettromagnetico variabile (alternato) generato.

Noto il valore del campo elettrico locale E ($V\ m^{-1}$) nel suolo, la variazione temporale di temperatura del suolo (tasso di riscaldamento) $\Delta T \Delta t^{-1}$ ($^{\circ}C\ s^{-1}$) può essere valutata dalla seguente relazione [25]:

$$\frac{\Delta T}{\Delta t} = \frac{2\pi f \cdot \epsilon_0 \cdot \epsilon'' \cdot |E|^2}{c_p \cdot \rho} \quad (4)$$

dove: f è la frequenza dell'onda incidente (Hz); $\epsilon_0 = 8,75 \cdot 10^{-12}$ ($F\ m^{-1}$) è la *costante dielettrica* o *permittività elettrica nel vuoto*; ϵ'' è la parte immaginaria (*fattore di perdita dielettrica*) della *permittività complessa* (-); c_p è la *capacità termica specifica* del suolo ($kJ\ kg^{-1}\ ^{\circ}C^{-1}$) e ρ è la densità del suolo ($kg\ m^{-3}$).

In tale contesto ϵ'' esprime la capacità del sistema suolo-contaminante di trasformare l'energia assorbita in calore. L'equazione (4) viene generalmente espressa in funzione della capacità del mezzo di essere attraversato da un campo elettromagnetico (*Deep penetration*, D_p , m), ovvero quella distanza z per cui

il campo elettrico E_z locale è pari al 37% del suo valore iniziale E_0 :

$$E_z = E_0 \cdot e^{-\frac{1}{D_p} z} \quad (5)$$

Per i materiali dielettrici a bassa perdita (es.: suoli) ($\epsilon''/\epsilon' < 1$), D_p è data dalla relazione semplificata:

$$D_p = \frac{\lambda_0}{2\pi} \cdot \frac{\sqrt{\epsilon'}}{\epsilon''} \quad (6)$$

essendo λ_0 la lunghezza d'onda della radiazione nel vuoto (m).

In tale contesto ϵ' esprime la capacità di trasmettere il campo elettrico, ovvero la capacità di un materiale di polarizzarsi in presenza di un campo elettrico.

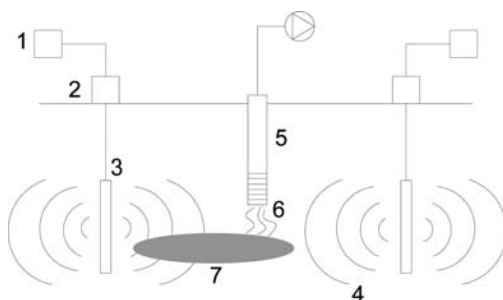
Uno schema di trattamento convenzionale prevede l'infissione nel suolo di specifiche antenne collegate ad un generatore di microonde e ad un sistema di alimentazione elettrico in grado di fornire la potenza necessaria al trattamento (Figura 5). Le onde generate ed emesse dalle antenne saranno in grado di attraversare il suolo contaminato, ed in funzione delle sue proprietà dielettriche e polari, provocarne il riscaldamento. Il generatore di microonde è generalmente costituito da un magnetron ($f = 2,45\ GHz$) in grado di lavorare a potenze costanti comprese tra 3000 e 10000 W.

Le antenne utilizzate sono strutturalmente assemblate come vere e proprie guide d'onda (cavità di metallo appositamente dimensionate) provviste di particolari fessure (di dimensione opportuna ed adeguatamente distanziate fra loro in funzione delle caratteristiche delle onde elettromagnetiche da emettere), che permettono l'emissione di microonde.

All'azione di desorbimento dei contaminanti per effetto di tale riscaldamento (la temperatura del suolo può superare i $200\ ^{\circ}C$), si aggiunge quella di stripping per effetto della vaporizzazione delle molecole d'acqua altamente polari.

Figura 5. Schema di un impianto di desorbimento termico a microonde.

- 1) generatore di potenza;
- 2) generatore di microonde;
- 3) antenna di trasmissione delle onde;
- 4) propagazione delle onde nei sedimenti;
- 5) sistema di captazione ed estrazione dei composti volatili;
- 6) composti volatili;
- 7) contaminazione.



I composti volatili prodotti dal trattamento verranno captati ed aspirati mediante un apposito sistema di estrazione ed opportunamente trattati. Possono essere trattati con successo contaminanti quali IPA, PCB, PCP, esaclorobenzene e gasolio [25].

È stata inoltre evidenziata la possibilità di miscelare le matrici contaminate con materiali dielettrici (ossidi di alluminio, ossidi di rame, fibre di grafite, ossidi di ferro) in grado di amplificare l'effetto di riscaldamento e massimizzare l'efficienza di rimozione dei contaminanti [26, 27].

Attualmente, limitate applicazioni sono però state condotte sia a scala pilota che a scala reale evidenziando la necessità di condurre nuovi studi principalmente a scala pilota o di modellazione numerica con cui potere approfondire le conoscenze sul tema e potere sviluppare adeguati criteri di progettazione ed implementazione delle tecnologie di trattamento più appropriate ed efficienti.

Barriere Reattive Permeabili (Permeable Reactive Barrier, PRB)

Per il trattamento di acque sotterranee contaminate da metalli, oltre i tradizionali sistemi *pump&reat* (emungimento delle acque di falda mediante pozzi e successivo trattamento delle stesse) è possibile utilizzare dei sistemi che prevedono l'utilizzo di barriere reattive permeabili (*Permeable Reactive Barrier, PRB*) da realizzare in situ come opera

di sbarramento al *plume* di contaminazione.

Le barriere sono costituite da materiale permeabile al flusso idrico e in grado di interagire con il contaminante disciolto, intercettandolo e rimuovendolo dalla falda [28] (Figura 6). A seconda del contaminante da rimuovere e del materiale con cui la barriera viene realizzata, i processi che portano alla rimozione del contaminante possono essere di ossidoriduzione, precipitazione, adsorbimento o degradazione chimica o biologica.

La scelta del materiale costituente la barriera è strettamente funzione della tipologia di inquinante da rimuovere. Tra i più utilizzati, nel caso di metalli pesanti (As, Cu, Pb, Zn), l'idrossido di calce idrato e l'idrossiapatite (CaPO_4). Il mezzo reagente deve essere compatibile con l'ambiente circostante, non generando il rilascio di sostanze pericolose, e presentare una conducibilità idraulica superiore a quella dell'acquifero, al fine di incanalare il *plume* di contaminazione.

Le configurazioni di realizzazione possono essere standard oppure possono prevedere dei sistemi di incanalamento del *plume* di contaminazione verso la barriera al fine di aumentare l'efficacia di trattamento (sistemi *funnel & gate*, Figura 7). Qualora la contaminazione si estenda anche in profondità, se la geologia del sito d'interesse lo permette, la barriera può essere innestata direttamente alla base impermeabile dell'acquifero.

La trincea da riempire con il materiale permeabile può essere realizzata mediante benne o trivelle. In alternativa allo scavo, si può effettuare, mediante pozzi verticali disposti lungo la futura barriera, l'iniezione diretta del materiale costituente la PRB (materiali polimerici) attraverso la fratturazione idraulica del terreno.

Il limite più importante è rappresentato, oltre che dalle difficoltà realizzative,

Figura 6.
Funzionamento
schematico di una
barriera reattiva
permeabile.

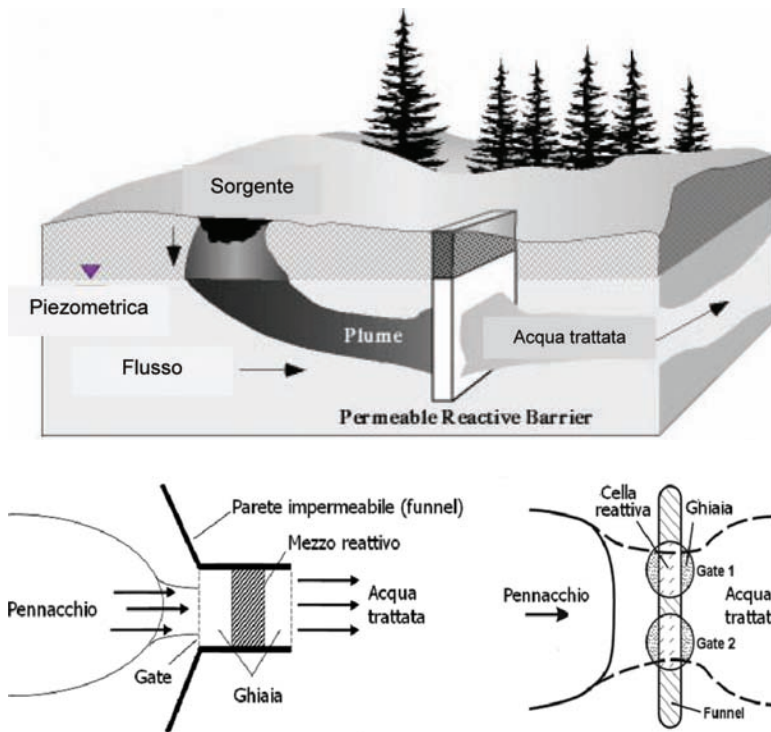


Figura 7.
Configurazione
funnel&gate di una
barriera reattiva
permeabile.

soprattutto dalla longevità dei materiali reagenti, ovvero dalle problematiche connesse alla riduzione delle loro capacità di trattenere/degradare i contaminanti nel tempo.

La comunità scientifica sta attualmente conducendo diversi studi finalizzati alla ricerca di nuovi materiali ed alla massimizzazione della longevità, ovvero dei rendimenti di utilizzo.

Le problematiche connesse alla longevità dei materiali possono essere parzialmente superati attraverso la stimolazione dei processi biologici all'interno della barriera.

I trattamenti in situ basati sulla stimolazione biologica sono un sistema efficace ed a basso costo per il risanamento di acquiferi contaminati da inquinanti inorganici [29]. Si basano sull'introduzione in falda di substrati organici insieme, o meno, ad altri reattivi per stimolare la degradazione biologica anaerobica, modificare le condizioni pH-redox e permettere la transizione dei

metalli verso forme più stabili, ovvero immobilizzarli.

L'approccio più comune per la stimolazione della degradazione biologica anaerobica in situ è basato sull'iniezione nella zona di trattamento di acqua contenente un substrato organico disciolto velocemente degradabile o di un prodotto commerciale.

I substrati organici e gli eventuali altri reattivi possono essere introdotti all'interno delle PRB definite di tipo Biologico (BB), permettendo di superare i problemi associati ai tradizionali sistemi di iniezione

Conclusioni

Dalle esperienze acquisite è possibile concludere che:

1. l'efficienza di rimozione delle tecniche di trattamento di suoli ed acque sotterranee contaminati è strettamente dipendente da numerose variabili sito-specifiche e contaminante-specifiche. Queste rendono spesso incerto il risultato dell'intervento di bonifica a meno che non si utilizzino tecniche già consolidate ma generalmente caratterizzate da elevati costi di implementazione e gestione operativa, definendo spesso la necessità di smaltimento delle matrici contaminate in discarica;
2. l'applicabilità delle tecniche biologiche, definite ecocompatibili ed economiche, risulta spesso essere impedita se si è in presenza di contaminanti persistenti o presenti ad elevata concentrazione in particolar modo se si richiedono tempi di trattamento ridotti;
3. è fondamentale continuare ad investire in attività di ricerca, finalizzate all'abbattimento dei costi delle tecnologie già ad elevata efficienza ed all'incremento dei rendimenti di quelle di tipo biologico, attraverso i

- cui risultati sarà possibile fornire alla collettività idonei strumenti tecnico-pianificatori;
4. è fondamentale in ogni caso abbinare l'ottimizzazione degli interventi di recupero ambientale ad obiettivi chiari e definiti di recupero funzionale degli stessi, anche al fine di "generare" le risorse economiche per l'attuazione degli interventi e l'eventuale post-gestione.

Bibliografia

1. Falciglia P.P., Urso G., Vagliasindi F.G.A. (2012a) Trattamenti di desorbimento termico convenzionali ed innovativi per la bonifica di suoli contaminati da idrocarburi. *SiCon 2012. Workshop sui Siti Contaminati. Esperienze negli interventi di risanamento*, Edizioni CSISA, Catania.
2. Falciglia P.P., Vagliasindi F.G.A. (2013a) Enhanced phytoextraction of lead by Indian Mustard using electric field. *Chemical Engineering Transaction*, 32.
3. Pazos M., Rosales E., Alcantara T., Gomez J., Sanroman, M.A (2010) Decontamination of soils containing PAHs by electroremediation: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 1-11.
4. Dong Z.Y., Xing D.F., Huang W.H., Zhang H.F. (2013) Remediation of soil co-contaminated with petroleum and heavy metals by the integration of electrokinetics and biostimulation. *Journal of Hazardous Materials*, in press: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.05.003>.
5. Kogbara R.B., Al-Tabbaa A., Yi Y., Stegemann J.A. (2013) Cement-fly ash stabilisation/solidification of contaminated soil: Performance properties and initiation of operating envelopes. *Applied Geochemistry*, 33, 64-75.
6. Careghini A., Dastoli S., Ferrari G., Saponaro S., Bonomo L., De Propriis L., Gabellini M. (2010) Sequential solidification/stabilization and thermal process under vacuum for the treatment of mercury in sediments. *Journal of Soils and Sediments*, 10, 1646-1656.
7. Perera A.S.R., Al-Tabbaa A., Reid J.M., Stegemann J.A. (2004) State of practice reports, UK stabilization/solidification treatment and remediation – testing and performance criteria. In: A. Al-Tabbaa, J.A. Stegemann (Eds.), *Stabilization/Solidification Treatment and Remediation, Advances in S/S for Waste and Contaminated Land*, A.A. Balkema Publishers, London, UK.
8. Harbottle M.J., Al-Tabbaa A., Evans C.W. (2007) A comparison of the technical sustainability of in situ stabilisation/solidification with disposal to landfill. *Journal of Hazardous Materials*, 141, 430-440.
9. Leonard S.A., Stegemann J.A. (2010) Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings: Leaching studies. *Journal of Hazardous Materials*, 174, 484-491.
10. Svensson M., Allard B. (2008) Leaching of mercury-containing cement monoliths aged for one year. *Waste Management*, 28, 597-603.
11. Stegemann J.A., Cote P.L. (1990) Summary of an investigation of test methods for solidified waste evaluation. *Waste Management*, 10, 41-52.
12. Chen Q.Y., Tyrer M., Hills C.D., Yang X.M., Carey P. (2009) Immobilisation of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: A review. *Waste Management*, 29, 390-403.
13. Falciglia P.P., Cannata S., Romano S., Vagliasindi F.G.A. (2012b) Assessment of mechanical resistance, γ -radiation shielding and leachate γ -radiation of stabilised/solidified radionuclides polluted soils: preliminary results. *Chemical Engineering Transactions*, 28, 235-240.
14. Lan J., Zhang S., Lin H., Li T., Xu X., Li Y., Jia J., Gong G. (2013) Efficiency of biodegradable EDDS, NTA and APAM on enhancing the phytoextraction of cadmium by *Siegesbeckia orientalis* L. grown in Cd-contaminated soils. *Chemosphere*, 91, 1362-1367.
15. Meharg A.A. (2003) Variation in arsenic accumulation-hyperaccumulation in ferns and their allies. *New Phytologist*, 157, 25-31.
16. Fayiga A., Ma L., Cao X., Rathinasabapathi B. (2004) Effects of heavy metals on growth and arsenic accumulation in the arsenic hyperaccumulator *Pteris Vittata* L. *Environmental Pollution*, 132, 289-296.
17. Jiang X.J., Luo Y.M., Zhao Q.G., Baker A., Christie P., Wong M. (2003) Soil Cd availability to Indian mustard and environmental risk following EDTA addition to Cd-contaminated soil. *Chemosphere*, 50, 813-818.
18. Kos B., Lestan D. (2003) Influence of a biodegradable ([S,S]-EDDS) and nodegradable (EDTA) chelate and hydrogel modified soil water sorption capacity on Pb phytoextraction and leaching. *Plant and Soil*, 253, 403-411.
19. Meers E., Ruttens A., Hopgood M., Lesage F., Tack F.M.G. (2005) Potential of Brassica rapa, Cannabis sativa, Helianthus annuus and Zea Mays for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*, 61: 561-572.
20. Ren W.X., Li P.J., Geng Y., Li X.J. (2009) Biological leaching of heavy metals from a contaminated soil by *Aspergillus niger*. *Journal of Hazardous Materials*, 167-164-169.
21. Akinci G., Guven D.E. (2011) Bioleaching of heavy metals contaminated sediment by pure and mixed cultures of *Acidithiobacillus* spp. *Desalination*, 268, 221-226.

22. Chen S.Y., Lin P.L. (2010) Optimization of operating parameters for the metal bioleaching process of contaminated soil. *Separation and Purification Technology*, 71, 178-185.
23. Hosseini M.S. (2006) *In-Situ Thermal Desorption of PAHs from lampblack impacted soils using natural gas combustion*. PhD thesis, University of California L.A.
24. Chien Y. (2012) Field study of in situ remediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil on site using microwave energy. *Journal of Hazardous Materials*, 199-200, 457-461.
25. Falciglia P.P., Urso G., Vagliasindi F.G.A. (2013b) Microwave heating remediation of soils contaminated with diesel fuel. *Journal of Soils and Sediments*, in press; DOI: 10.1007/s11368-013-0727-x.
26. Huang G., Zhao L., Dong Y., Zhang Q. (2011) Remediation of soils contaminated with polychlorinated biphenyls by microwave-irradiated manganese dioxide. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 128-132.
27. Li D., Zhang Y., Quan X., Zhao Y. (2009) Microwave thermal remediation of crude oil contaminated soil enhanced by carbon fiber. *Journal of Environmental Science*, 21, 1290-1295.
28. Calabrò P.S., Moraci N., Suraci P. (2012) Estimate of the optimum weight ratio in Zero-Valent Iron/Pumice granular mixtures used in permeable reactive barriers for the remediation of nickel contaminated groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, 207-208, 111-116.
29. Xin B.P., Wu C.H., Wu C.H., Lin C.W. (2013) Bio-augmented remediation of high concentration BTEX-contaminated groundwater by permeable reactive barrier with immobilized bead. *Journal of Hazardous Materials*, 244-245, 765-772.

Le acque sotterranee nella “Terra dei fuochi”

Daniela Ducci

Lo studio delle caratteristiche idrochimiche della cosiddetta Terra dei fuochi è di fondamentale importanza per caratterizzare i livelli di inquinamento dell'area e per distinguere tra responsabilità umane e caratteristiche naturali. Obiettivo deve essere circoscrivere i settori di falda degradati e bonificarli, per salvaguardare la salute umana, senza creare allarmismi che potrebbero mettere in crisi l'economia agricola e vanificare agli occhi dell'opinione pubblica le operazioni di bonifica sui singoli siti.

In qualità di cittadina campana e ricercatrice che da anni lavora alle problematiche ambientali della Piana Campana, sono stata pervasa da un sentimento ambivalente: da un lato, la soddisfazione perché finalmente l'opinione pubblica si è resa conto delle condizioni di degrado in cui versa il territorio denominato “terra dei fuochi”, ex “Campania felix” dei latini; dall'altro, la preoccupazione che tale enfasi sia eccessiva e che si tenda a generalizzare facendo sì che quanto non degradato sia comunque considerato sulla via di un ineluttabile abbandono. Ovviamente, circoscrivere a pochi ettari il problema fa sì che la bonifica sia economicamente sostenibile e perseguibile in tempi brevi, mentre considerare che tutti i suoli e le acque sotterranee della Piana Campana siano di pessima qualità fa sì che quest'area trovi nella discarica la sua più idonea destinazione d'uso. Insomma, per dirla in breve tale convinzione porta a fare una grande regalo alla camorra e un pessimo servizio a quegli agricoltori che tra mille difficoltà e in un contesto periurbano complesso continuano a produrre prodotti di ottima qualità.

Peculiarità e problematiche delle acque sotterranee della Piana Campana

Negli ultimi mesi del 2013 i cittadini campani sono stati tempestati da informazioni sulle acque sotterranee della

Piana Campana talora semplificate e, in alcuni casi superficiali, fornite dai media, avendo d'altro canto difficoltà a addentrarsi nelle spiegazioni troppo accademiche presenti negli articoli scientifici. L'elenco seguente si propone di fare un po' di chiarezza anche ai non addetti ai lavori sulle peculiarità e sulle problematiche delle acque sotterranee della Piana Campana:

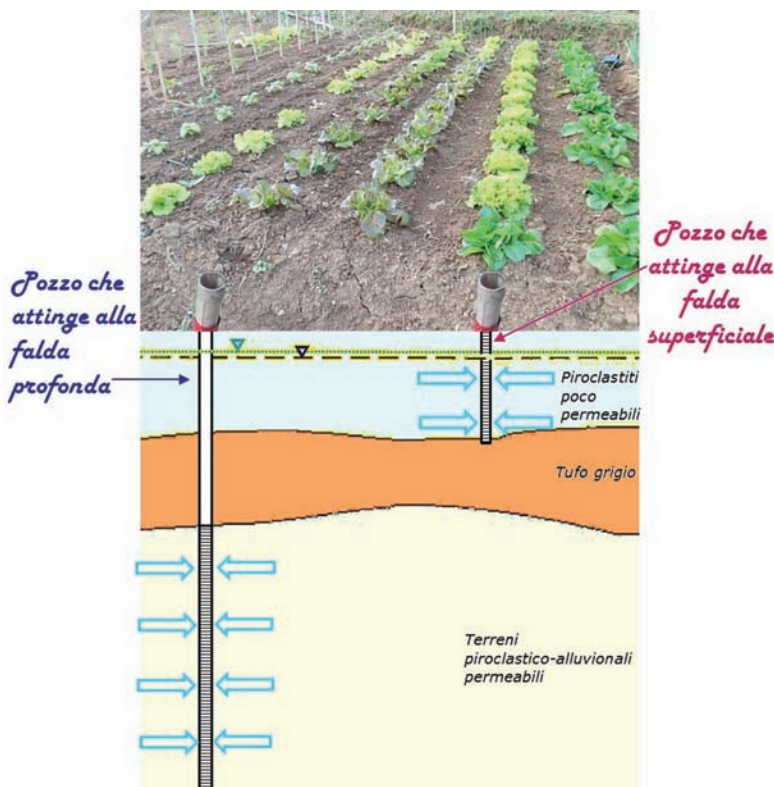
- per Piana Campana si intende quel settore di territorio che comprende il basso corso del Fiume Volturno e la sua foce e si estende dal Monte Mas-sico, a nord, alle alture dei Campi Flegrei e alle propaggini settentrionali della città di Napoli, a sud, fino a lambire, verso est, i rilievi calcarei;
- il sottosuolo della Piana Campana è costituito da terreni prevalentemente porosi di origine vulcanica (terreni piroclastici), alluvionale e marina. Tali terreni, che sono stati riscontrati in sondaggio sino a profondità di alcune centinaia di metri dal piano campagna, presentano a una profondità variabile da 0 a 20 m circa dal p.c. un banco di tufo grigio (formazione dell'Ignimbrite Campana, con età di ca. 39.000 anni) con spessore variabile dai 50-60 m in prossimità dei rilievi, ove affiora, a pochi metri in corrispondenza del fiume Volturno e degli altri corsi d'acqua, dove ha subito un fenomeno di erosione;
- le acque sotterranee si muovono prevalentemente all'interno dei terreni

porosi permeabili di origine piroclastico-alluvionale, e subordinatamente marina, protetti verso l'alto (quindi verso la superficie) dal meno permeabile tufo grigio (formazione dell'Ignimbrite Campana). Tale tufo mette in pressione la falda, fa cioè sì che, quando si perfora, l'acqua si rinviene al disotto del tufo ma risale immediatamente per poi permanere a quote più elevate (livello piezometrico). Al disopra del tufo grigio i terreni piroclastici porosi sono meno permeabili di quelli sottostanti il tufo e solo localmente si crea una falda superficiale "sostenuta" dal tufo e il cui livello piezometrico è pressappoco alla stessa quota di quello della falda sottostante (Figura 1). Tale falda superficiale non è continua sia perché il tufo non è ovunque lapideo e quindi così impermeabile da "sostenere" la falda (permettendo la

comunicazione tra le due falde), sia perché talora la permeabilità di questi terreni superficiali è troppo bassa per far circolare l'acqua;

- spesso la falda superficiale è messa in comunicazione con la sottostante falda principale dai numerosi pozzi che essendo mal condizionati, avendo cioè la parte filtrante per tutta la loro lunghezza, mettono in comunicazione le due falde. Molti pozzi di piccola profondità a uso prevalentemente irriguo che si attestavano nella falda superficiale, in seguito al periodo siccitoso avutosi alla fine degli anni '80, sono stati approfonditi al disotto del tufo e attualmente attingono dalla falda principale;
- anche la sottostante falda principale è costituita di sovente da orizzonti di terreni a diversa permeabilità che creano quindi una digitazione in falde sovrapposte, ma nel complesso si comporta come un unico corpo idrico che si muove da Est-Nord-est verso Ovest-sud-Ovest fino a raggiungere il mare;
- la falda superficiale è molto esposta agli sversamenti di inquinanti dalla superficie, mentre quella profonda, ove protetta dal banco di tufo lapideo, presenta una vulnerabilità bassa all'inquinamento [1, 2];
- in tutta la Piana Campana sono diffusamente presenti cave "a fossa" per l'estrazione di materiali naturali da costruzione, la maggior parte delle quali oggi abbandonate [3]. I materiali cavati sono le piroclastiche sovrastanti il tufo (pozzolane) e quindi il tufo stesso. Laddove tutto il banco di tufo è stato asportato è venuta a giorno la falda principale allagando lo scavo e quindi rendendola particolarmente vulnerabile all'inquinamento. Inoltre spesso in tali fosse con la falda affiorante sono stati effettuati sversamenti illegali, inquinando così direttamente la falda principale. Nei

Figura 1.



settori più collinari, a sud della piana, verso i Campi Flegrei e verso la zona nord di Napoli, i materiali da costruzione, prevalentemente lapidei, venivano cavati in sotterraneo [4]; qui lo sversamento di contaminanti ha effetti meno immediati e disastrosi, in quanto la falda è a parecchi metri dal piano campagna e il tufo funge da “filtro” per gli inquinanti che lo attraversano;

- le caratteristiche chimiche naturali della falda sono quelle tipiche delle acque circolanti in terreni piroclastici, cui si sovrappongono, in prossimità dei rilievi quelle delle acque circolanti nelle rocce calcaree da cui traggono, in parte, alimentazione (oltre all'alimentazione diretta da precipitazioni). In prossimità dei Campi Flegrei e del Vesuvio sono presenti quantità di fluoruri e di arsenico spesso superiori ai limiti di potabilità (rispettivamente 1.500 µg/L e 10 µg/L), la cui presenza è di origine naturale e dovuta alla natura geologica degli acquiferi vulcanici [5]. Inoltre in alcuni settori (a cavallo del Fiume Volturno, nei pressi di Acerra e nell'area orientale di Napoli) sono presenti elevate concentrazioni di ferro e manganese, attribuibili a condizioni fortemente riducenti, tipiche di falde confinate e/o in cui sia significativa la presenza di materiale organico, come le torbe;
- già dalla fine del secolo scorso [6] sono presenti nitrati nelle acque sotterranee, soprattutto a sud del Volturno della Piana Campana. Lo ione nitrato, naturalmente non presente nelle acque sotterranee, deriva prevalentemente dalle attività agricole e più precisamente dall'ossidazione dell'azoto presente nei concimi sia artificiali che naturali (letame). Proprio perché i concimi vengono “sparsi” sul terreno, questo è un inquinamento di tipo diffuso. In alcuni

punti la presenza di nitrato presenta invece dei “picchi” puntuali, dovuti o a deiezioni animali provenienti da allevamenti, o a scarichi fognari (si pensi che nel 2008 quasi il 30% della popolazione civile dell'area non disponeva ancora di un adeguato sistema fognario [7]);

- per ovviare alla contaminazione da nitrati di origine agricola, la Regione Campania già nel 2007 ha approvato un programma d'azione per le zone vulnerabili ai nitrati di origine agricola, per individuare le tecniche di natura agronomica in grado di mitigare il rischio di percolazione dei nitrati nelle acque sotterranee;
- l'inquinamento da nitrati in talune zone era ed è tuttora molto elevato sia nella falda superficiale (con valori di concentrazione fino a più di 300 mg/L a fronte di un limite per le acque potabili di 50 mg/L), ma anche in quella principale. Nell'organismo umano i nitrati possono ridursi a nitriti e questi, legandosi all'emoglobina (la proteina del sangue che trasporta l'ossigeno ai tessuti) ostacolano l'ossigenazione, particolarmente nei neonati, che possono avere difficoltà respiratorie. I pozzi con tale contaminazione della Piana Campana vengono utilizzati prevalentemente per uso irriguo, per cui il surplus di nitrati viene in parte riutilizzato dalle piante. Infatti l'apporto al terreno di composti azotati è generalmente di gran lunga inferiore rispetto a quello derivante dalle normali concimazioni, comportando addirittura un risparmio nelle concimazioni [8];
- altri contaminanti inorganici e organici di chiara origine antropica e provenienti dalla superficie sono presenti in alcuni punti della falda, dando luogo a locali “picchi”, con limitata continuità areale. Molti di questi sono connessi a quegli sver-

samenti illegali nelle aree poste sotto sequestro nella terra dei fuochi e per le quali è urgente la bonifica.

Le acque sotterranee nell'ambito del progetto ECOREMED

Nell'ambito del progetto LIFE11/ENV/IT/275 ECOREMED (Sviluppo di protocolli eco-compatibili per la bonifica dei suoli inquinati nel SIN Litorale Domizio-Agro Aversano, coord. Prof. Fagnano – www.ecoremed.it), l'azione B1 (Coord. D. Ducci) contempla la caratterizzazione ambientale dell'area del SIR (ex SIN) Litorale Domitio-Agro Aversano, rispetto alle matrici aria, suolo e acqua ed ai suoi effetti sulla salute umana. Tale caratterizzazione si sta effettuando attraverso l'allestimento di un inventario GIS relativo a tutte le matrici sopra citate.

La sotto-azione B1C1, (Resp. D. Ducci; gruppo di lavoro costituito dal Prof. Corniello e dall'Ing. Sellerino), si occupa nello specifico delle acque sotterranee e ha come obiettivi la ricostruzione stratigrafica del sottosuolo, l'identificazione dei corpi idrici sotterranei e la valutazione della qualità delle acque sotterranee (sensu WFD 2000/60/EC) e dei valori di fondo naturale per alcuni ioni (2006/118/EC), nonché la definizione della suscettibilità all'inquinamento degli acquiferi dell'area del SIR (ex SIN) Litorale Domitio-Agro Aversano.

Nell'ambito di tale sotto-azione sono state svolte finora le seguenti attività:

- raccolta dati preesistenti georiferiti: complessi idrogeologici, dati stratigrafici, piezometria profonda e superficiale, analisi chimiche delle acque sotterranee;
- scelta dei metodi per la valutazione dei valori di fondo e della vulnerabilità e loro descrizione in un Report;
- redazione degli strati informativi per definire lo Stato qualitativo del-

le acque sotterranee e la Carta della Vulnerabilità all'inquinamento;

- allestimento dei layers GIS relativi ai *nitriti, all'arsenico, ai fluoruri, al ferro, al manganese e ai principali contaminanti organici e inorganici* (Figure 2-8). La cartografia idrochimica GIS si riferisce alla falda principale. I dati idrochimici relativi alla falda superficiale sono troppo pochi per permettere elaborazioni cartografiche. Nel precedente paragrafo è stata già sottolineata l'esiguità e discontinuità di questa falda, nonché, di sovente, la sua interazione con la falda principale;
- prima valutazione dei valori di fondo con i metodi della preselezione e dei diagrammi di probabilità. Il livello di fondo naturale (NBL) di una sostanza nelle acque sotterranee è definito come la sua concentrazione in assenza di alterazioni antropiche significative. La direttiva europea sulle acque sotterranee 2006/118/CE (*Groundwater Daughter Directive*) ed il D. Lgs. di recepimento n. 30 del 2009, richiedono che lo stato chimico dei corpi idrici sotterranei venga in primo luogo valutato rispetto a valori soglia di riferimento (REF) definiti in Italia per l'uso potabile dal D.Lgs. 31/2001. Per i metalli ed altri contaminanti di origine naturale le Regioni possono modificare i valori di riferimento stabiliti alla scala nazionale (REF), identificando nuovi valori soglia (o *threshold values* – TV) alla luce delle condizioni e peculiarità idrogeochimiche presenti a livello locale che giustificano la presenza di valori di fondo (NBL) differenti.

La cartografia prodotta, pur riferendosi in taluni casi a diversi anni fa, riesce molto bene a far comprendere alcune situazioni presenti nelle aree del SIR (ex SIN), finora confermate in base alla valutazione dei "valori di fondo" e che possono essere così riassunte:

Figura 2.

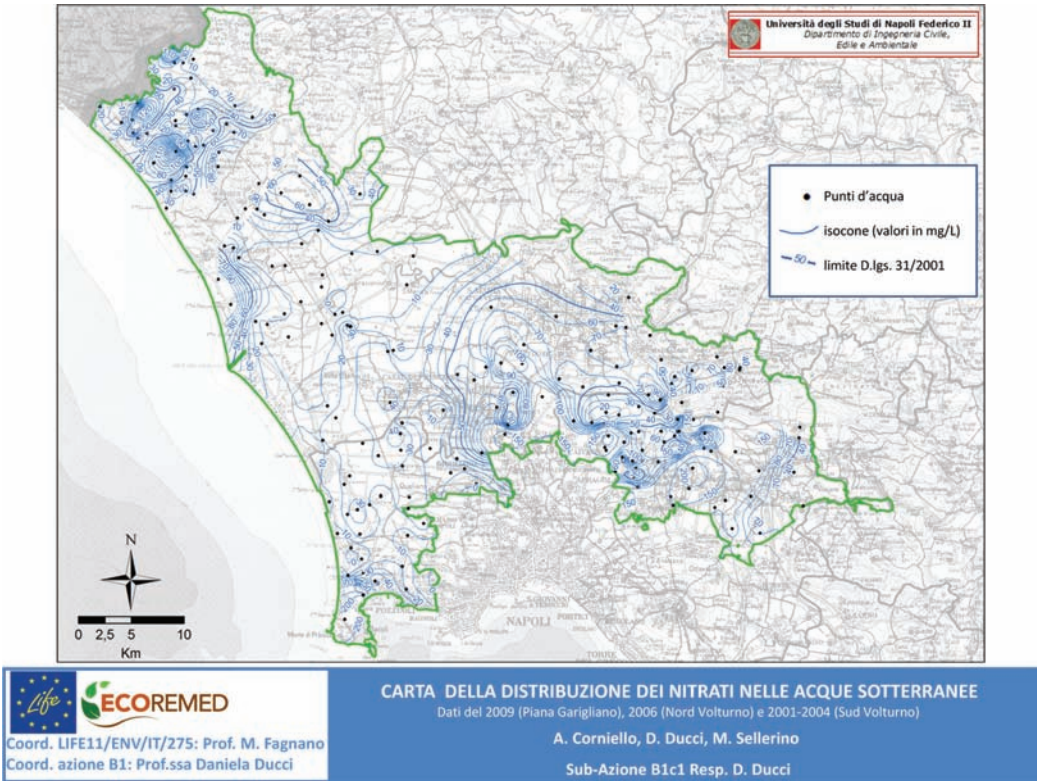
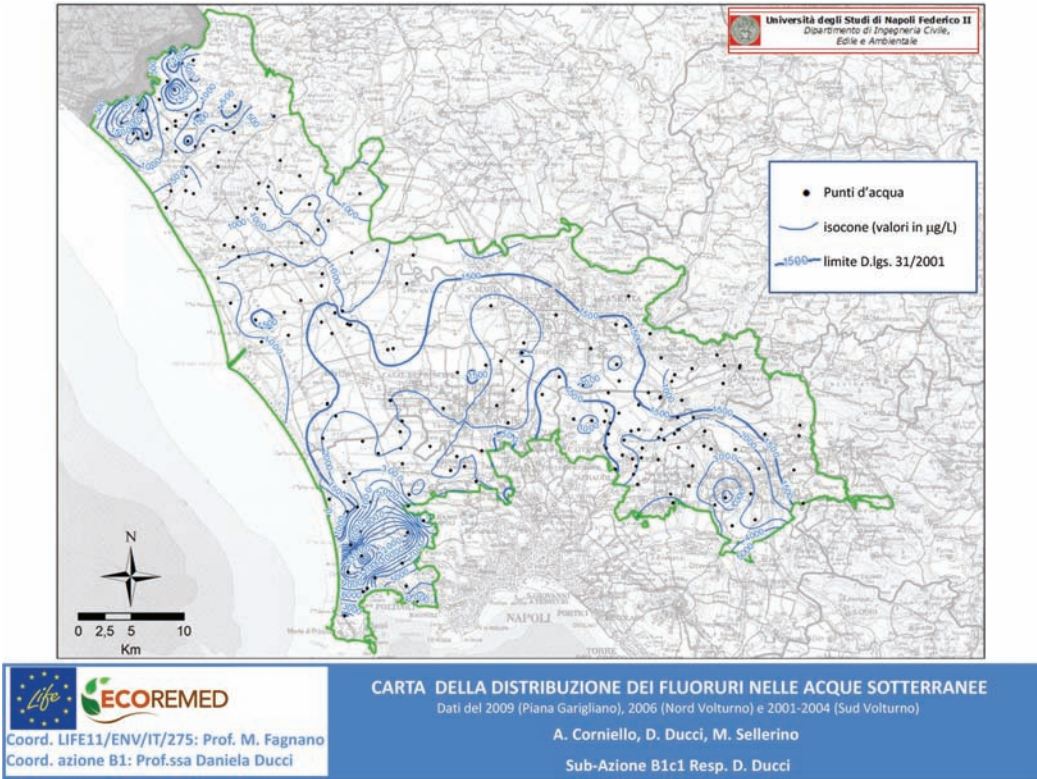


Figura 3.

Figura 4.

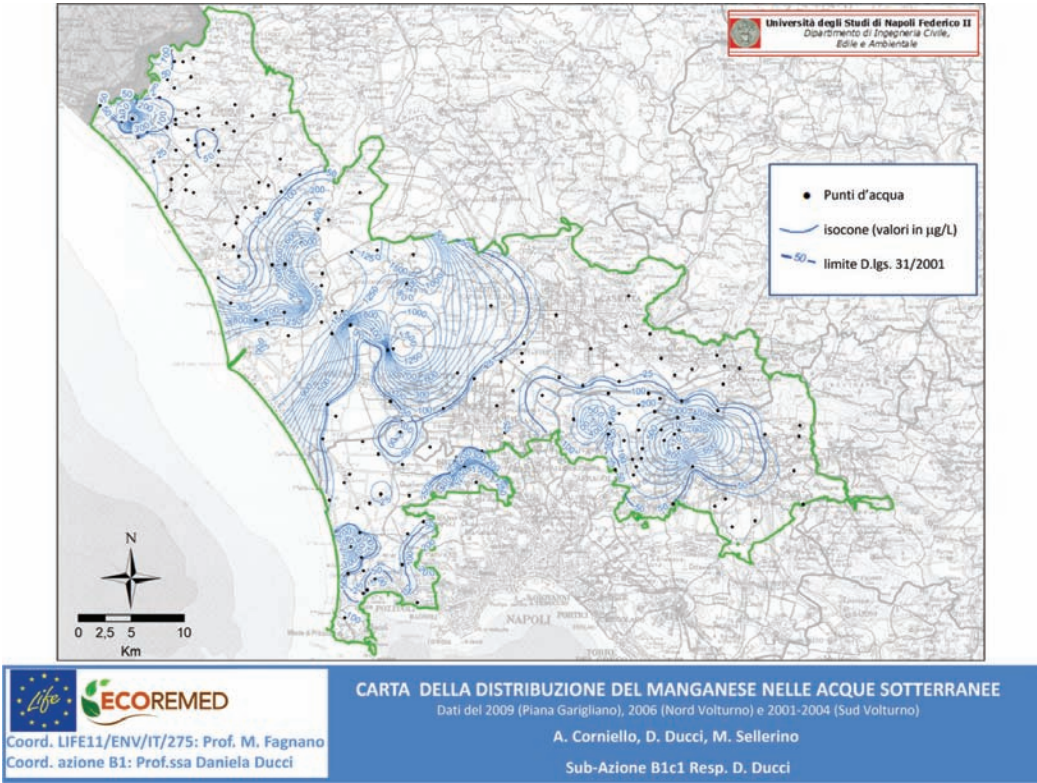
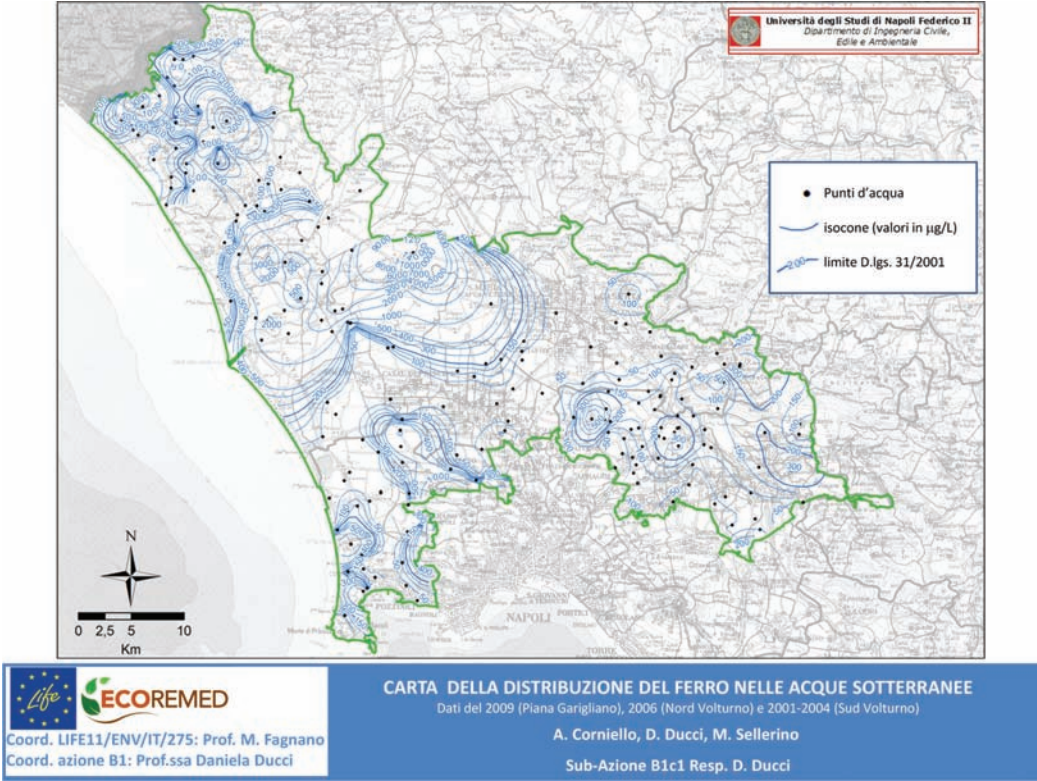


Figura 5.

Figura 6.

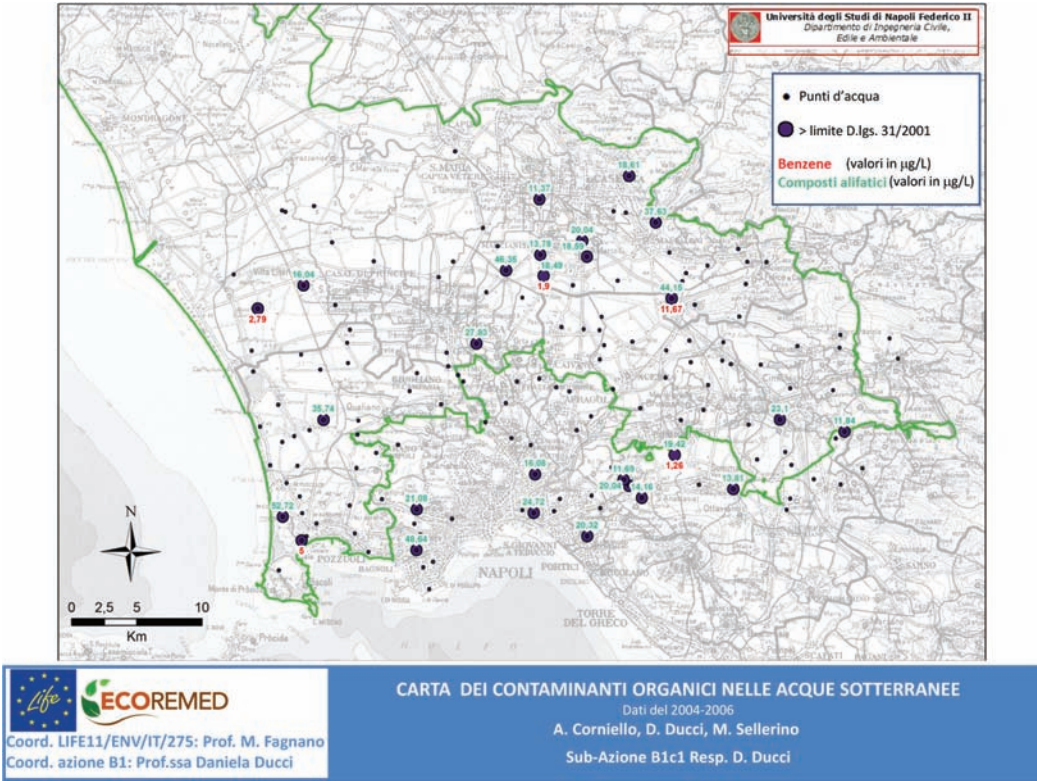
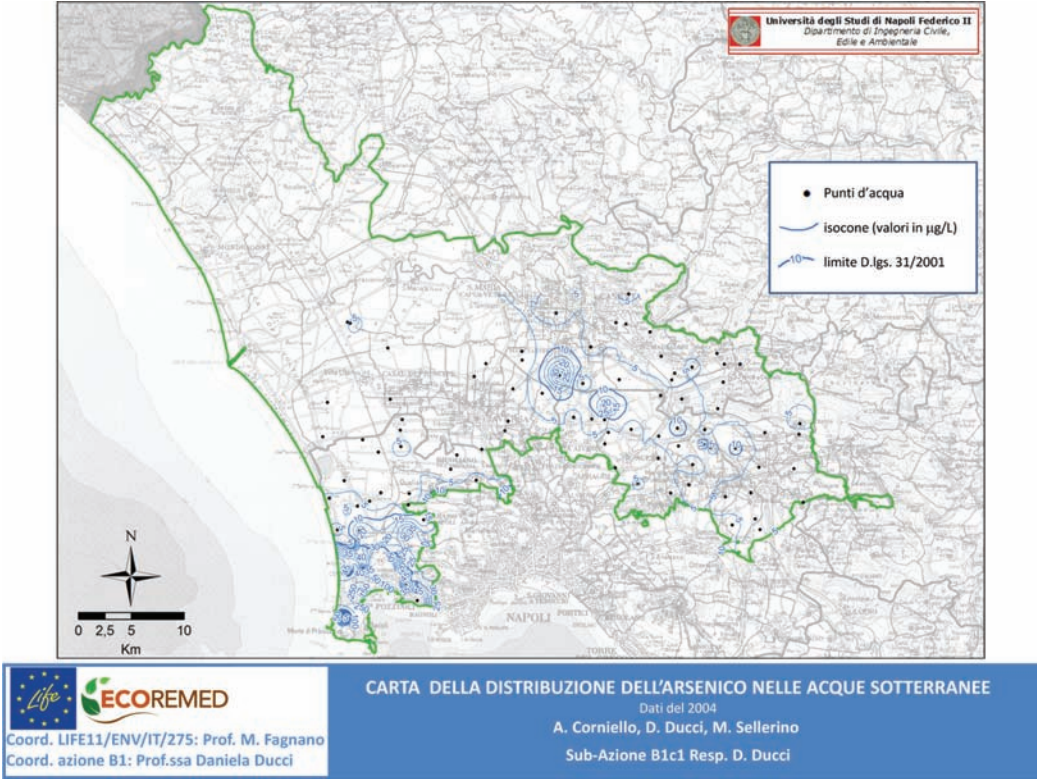
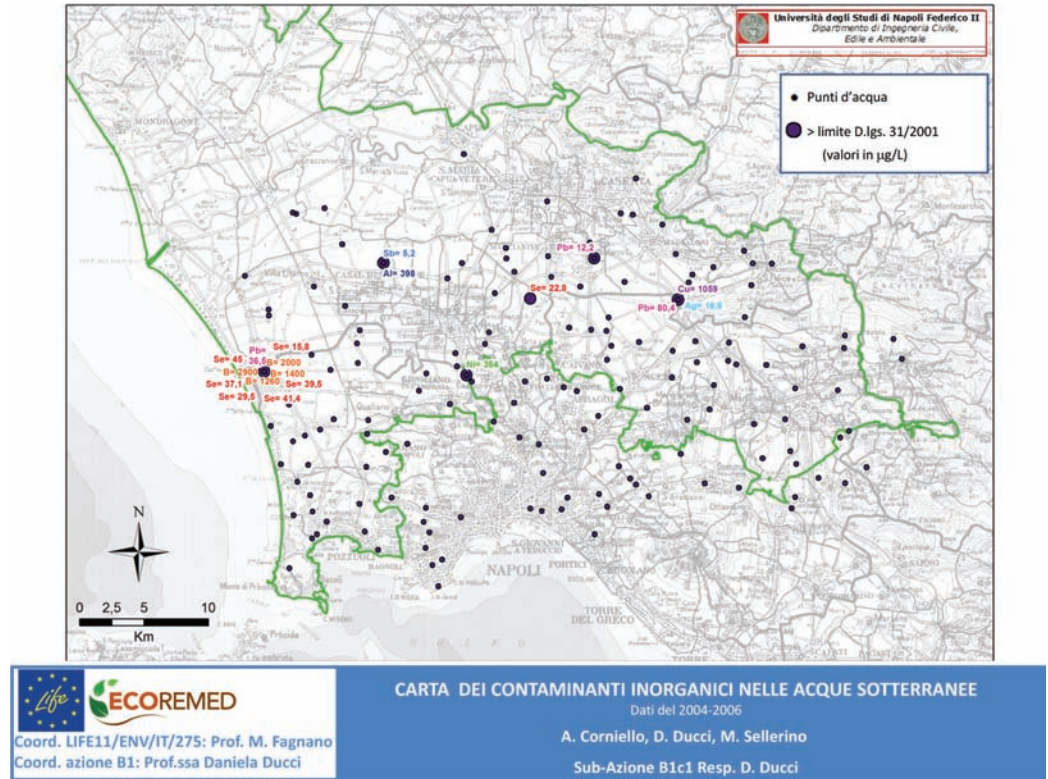


Figura 7.

Figura 8.



1. nel settore a nord del fiume Volturno la contaminazione da nitrati di origine agricola è più contenuta rispetto al settore meridionale, ma diffusamente presente. I fluoruri, tranne per casi spot, sono al di sotto del limite di legge. Ferro e manganese sono elevatissimi a cavallo del corso d'acqua, dove è segnalata dalla letteratura scientifica una vasta area con condizioni riducenti;
2. nel settore a sud del fiume Volturno si dispone di un set di dati relativo anche all'arsenico e a altri contaminanti organici e inorganici:
 - la contaminazione da nitrati è ovunque diffusa e presenta talora valori molto elevati. La presenza di “picchi” indica che probabilmente in taluni casi c'è anche un contributo di origine “civile” (da perdite fognarie) oltre che agricolo;
 - la presenza di fluoruri è strettamente connessa alle aree vulcaniche (flegrea e vesuviana) ed alla componente piroclastica dell'aquifero principale della Piana Campana, come mostra il pattern delle curve isocone, ed è quindi di origine naturale;
 - vaste zone presentano elevate concentrazioni di arsenico. Tali valori ai Campi Flegrei sono sicuramente di origine naturale, come ampiamente illustrato nella letteratura scientifica, anche sulla base dei valori di fondo. Altrove l'origine va verificata puntualmente;
 - la presenza di elevate concentrazioni di ferro e manganese è attribuibile, per il settore a cavallo del fiume Volturno prima citato e per alcuni settori nell'acerrano (dove si sono riscontrate condizioni riducenti e/o la presenza di aree idrominerali), a cause naturali; altrove dovrà essere attentamente valutata, soprattutto in considera-

zione del limitato numero di punti di analisi;

- la presenza di contaminanti organici e inorganici in più punti, senza continuità areale, sembra provenire dalla superficie e avere un'origine antropica;
- sono state individuate le impronte chimiche “naturali” delle acque di falda, così da evidenziare i settori contaminati da attività antropiche, relativamente agli ioni: fluoruri, arsenico, ferro, manganese;
- le concentrazioni del fondo naturale di *fluoruri* sono più elevate del valore di riferimento (1.500 µg/L) e derivano dalla lisciviazione naturale degli acquiferi piroclastici. L'origine vulcanica degli acquiferi è anche il motivo dei valori di *arsenico* elevati, soprattutto nell'area dei Campi Flegrei. Qui le concentrazioni di fondo naturale calcolate sono di circa 55 µg/L a fronte di un valore limite per l'acqua potabile di 10 µg/L. Gli NBL di manganese e ferro superano di gran lunga i valori di riferimento. Valori molto alti sono riscontrabili a cavallo del fiume Volturno e all'intorno di Acerra e Marigliano dove sono state riscontrate condizioni riducenti e/o la presenza di aree idrominerali (con significativi apporti gassosi endogeni di CO₂ ed H₂S).

Nei prossimi mesi si effettueranno nuove indagini per le aree di maggiore interesse e/o con carenza di dati e si allestiranno in via definitiva i layers GIS relativi ai dati idrogeologici. Si calcoleranno quindi i valori di fondo anche con altre metodologie, come il metodo di separazione delle componenti, e cercando di allargare il set di dati. Infine si valuteranno lo stato qualitativo e la vulnerabilità delle falde all'inquinamento, producendo la relativa cartografia in ambiente GIS.

Conclusioni

Lo studio del chimismo delle acque sotterranee della “terra dei fuochi” è di fondamentale importanza per caratterizzare i livelli di inquinamento dell'area. È necessario soprattutto approfondire le elaborazioni fin qui effettuate, sia aggiornando il data set, sia intensificando la rete di punti di controllo.

È molto importante infatti per programmare delle operazioni di bonifica mirate poter circoscrivere le aree le cui acque contengono valori al di sopra dei limiti di legge e verificare che tali valori siano ascrivibili a contaminazione antropica. Bisogna infatti considerare che alcuni ioni presenti nelle acque sotterranee (come il ferro, manganese, i fluoruri e in alcuni casi anche l'arsenico), pur essendo degli indicatori di inquinamento, possono derivare, se non associati ad altri contaminanti, anche esclusivamente dalla matrice geologica in cui le acque circolano. In questo senso la determinazione dei valori di fondo, che può avvalersi anche di un set di dati “storico” e non attuale, è fondamentale per individuare la presenza di contaminazione antropica.

È evidente che bere acque con un contenuto di arsenico superiore ai limiti di legge fa male, sia esso di natura antropica o naturale. Molte regioni italiane (Campania, Lazio, ecc.) e paesi del mondo (del Sud America e India in primis) presentano acque non potabili e che non devono essere bevute, pur non derivando da inquinamento e non essendo quindi “migliorabili”.

In conclusione, bisogna assolutamente circoscrivere i settori di falda degradati e bonificarli, per salvaguardare la salute umana, senza però creare facili allarmismi che non farebbero altro che mettere in crisi l'economia agricola e vanificare agli occhi dell'opinione pubblica le operazioni di bonifica sui singoli siti, che apparirebbero come una goccia in un mare.

Riferimenti bibliografici

1. Corniello A., Ducci D. (2005) Carta della Vulnerabilità all'inquinamento del settore meridionale della Piana del F. Volturno, *Aquifer Vulnerability and Risk, 2nd International Workshop Aquifer vulnerability assessment and mapping – 4th Congress on the Protection and Management of Groundwater*, Colorno, 21-23 settembre 2005.
2. Capri E., Civita M., Corniello A., Cusimano G., De Maio M., Ducci D., Fait G., Fiorucci A., Hauser S., Pisciotta A., Pranzini G., Trevisan M., Delgado Huertas A., Ferrari F., Frullini R., Nisi B., Offi M., Vaselli O., Vassallo M. (2009) Assessment of nitrate contamination risk: The Italian experience, *Journal of Geochemical Exploration* 102, 71-86.
3. http://www.sito.regione.campania.it/lavoripubblici/Elaborati_PRAE_2006/indice_prae_2006.asp.
4. http://www.ciram.unina.it/old-sito/cavita_02/mappa_cavita_2.htm.
5. Ducci D., Sellerino M. (2012) Natural background levels for some ions in groundwater of the Campania region (southern Italy). *Environ. Earth Sci.* (ISSN: 1866-6280) 67(3), 683-693, <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-011-1516-8>.
6. Corniello A., de Riso R., Ducci D. (1990), Idrogeologia e idrochimica della Piana Campana, *Mem. Soc. Geol. It.*, 45, 351-360, Roma.
7. <http://www.sito.regione.campania.it/obs/documenti/Idrico/idrico.pdf>.
8. ISPRA (2007) *Linee guida per l'utilizzazione agro-nomica delle acque di vegetazione e delle acque reflue da aziende agroalimentari*, <http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00004100/4161-aziende-agroalimentari.pdf>.
- AA.VV. (2004) *Lo stato delle conoscenze acquisite sulle acque sotterranee del Bacino Nord Occidentale propedeutico alla redazione del Piano di tutela delle Acque*. Volume II, 77-92. TPS Selca.
- Adamo N., Imperatrice M.L., Mainolfi P., Onorati G., Scala F. (2007) *Acqua. Il Monitoraggio in Campania 2002-2006*, ARPAC, Napoli, 95-160.
- BRIDGE (2009) *Background cRiteria for the Identification of Groundwater Thresholds*, <http://nfp-at.eionet.europa.eu/irc/eionetcircle/bridge/info/data/en/index.htm>.
- Corniello, A., Ducci, D. (2009) Origine dell'inquinamento da nitrati nelle falde dell'area di Acerra (Piana Campana). *Eng Hydro Env Geology Giornale di Geologia Applicata*, 12, 155-164 ISSN 1826-1256.
- Corniello, A., Ducci, D. (2013) Hydrogeochemical characterization of the main aquifer of the "Litorale Domizio-Agro Aversano NIPS" (Campania – southern Italy), *J. Geochem. Explor.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.10.016>.
- Corniello, A., Ducci, D., Rotella, M., Trifuoggi, M., Ruggieri, G. (2010) Hydrogeology and hydrogeochemistry of the plain between Mt. Massico and the river Volturno (Campania region, Italy). *Ital. J. Eng. Geol. Environ.* 1, 51-64. <http://dx.doi.org/10.4408/IJEGE.2010-01.O-04>.
- Ducci D., Preziosi E., Sellerino M. (2013) Valori di fondo dell'arsenico nelle acque sotterranee in Italia. *Atti Convegno IdroVulc2013*, Orvieto (TR), 16-17 maggio 2013.
- ISPRA (2009) *Protocollo per la Definizione dei Valori di Fondo per le Sostanze Inorganiche nella Acque Sotterranee*, http://www.apat.gov.it/site/_files/Fondo_metalli_acque_sotterranee.pdf.

Ipotesi di ripermetrizzazione del sito di interesse nazionale di Bagnoli-Coroglio (Napoli)

Francesco Pirozzi

Il sito Bagnoli-Coroglio è uno dei Siti di Interesse Nazionale per i quali si pone il problema della revisione della perimetrazione. I moltissimi dati a disposizione in seguito alle numerose attività di caratterizzazione consentono di effettuare una verifica ex-post della validità della precedente perimetrazione, e di conseguenza dell'opportunità che essa sia mantenuta inalterata.

Recentemente, anche a seguito dell'emanazione di nuovi provvedimenti normativi (comma 3 dell'art. 36 bis del DL 83/2012 convertito in Legge 147/2012), si è posto il problema della revisione della perimetrazione di alcuni dei cosiddetti *Siti di Interesse Nazionale* (SIN).

Tra i siti interessati, vi è quello denominato di *Bagnoli-Coroglio*, che comprende un'ampia parte dei quartieri napoletani di Agnano e Bagnoli (con esclusione dell'abitato di Fuorigrotta, della Mostra d'Oltremare e dell'insediamento universitario di Monte S. Angelo, mentre vi rientrano le aree dei rilievi settentrionali di Astroni e Soccavo), nonché il tratto di mare antistante la linea di costa sud-occidentale del Golfo di Pozzuoli, istituito dalla Legge n. 388 del 23/12/2000, art. 114, e perimetrato con Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (*MATTM*) del 31 agosto 2001 (Gazzetta Ufficiale 26/10/2001 n. 250).

A riguardo, va evidenziato che la parte terrestre del sito di *Bagnoli-Coroglio* fu estesa ad un territorio di circa 1000 ettari (Figura 1), comprendente: il 75% della zona occidentale di Napoli interessata dal P.R.G.; le aree un tempo occupate dagli stabilimenti industriali dell'ILVA, dell'ETERNIT, della CEMENTIR nonché dalla *Fondazione IDIS-Città della Scienza* (nel prosieguo identificate come *aree ex industriali*); molte aree (definite *aree esterne*) caratterizzate dalla esclusiva

presenza di insediamenti edilizi, oltreché sedi di aziende di trasporti (quali il Deposito ANM e l'area delle Ferrovie), di attività di servizio, terapeutiche (Terme di Agnano) e di svago (Ippodromo), di edifici militari (ex caserma Cesare Battisti, ex Base Nato, ex arsenale militare). A tale estensione si addivenne apportando sostanziali modifiche alle prime ipotesi di perimetrazione formulate dal *MATTM*, che si riferivano, di fatto, alle sole *aree ex industriali*.

Negli oltre dieci anni trascorsi dalla sua istituzione, nell'ambito sia delle *aree ex industriali* (soprattutto) che delle *aree esterne* sono state eseguite, da parte di Enti e società diversi, numerose attività di caratterizzazione, che rendono disponibili una messe di dati sufficiente ad effettuare una verifica ex-post della validità della precedente perimetrazione, e di conseguenza dell'opportunità che essa sia mantenuta inalterata, in particolare per quanto riguarda una parte significativa delle *aree esterne*, il cui sviluppo è stato, e continua ad essere, fortemente condizionato per effetto dei vincoli insiti nei provvedimenti normativi che disciplinano la specifica materia.

Le indagini di caratterizzazione sono state eseguite nell'ambito dei 12 insediamenti indicati nella colonna a) della Tabella 1, che comprendono la parte preponderante dal punto di vista dell'estensione superficiale dell'intero sito e che, unitamente a quelli, non ancora indagati, riportati nella colonna b)

Figura 1.
Perimetrazione
della parte terrestre
del sito di Bagnoli-
Coroglio.



della stessa tabella costituiscono, per l'area in esame, la totalità dei luoghi cosiddetti *Siti Potenzialmente Contaminati (CSPC SIN)* per i quali la proposta di revisione del *Piano Regionale di Bonifica della Regione Campania* (BURC n. 49 del 6 agosto 2012) prevede l'obbligo della caratterizzazione.

Nel lavoro sono sintetizzati alcuni dei risultati di uno studio molto più ampio, coordinato dallo scrivente per conto dell'Istituzione di appartenenza e com-

missionato dalla Fondazione Troncone, nel quale una parte consistente delle informazioni rilevate nel corso delle attività di caratterizzazione finora condotte, descritte in maniera dispersa in diversi documenti, sono state raccolte insieme ed elaborate in modo elementare, per avere risultati di facile lettura ed interpretazione, con l'intento di rilevare le peculiarità delle singole situazioni identificabili nell'area in esame. In particolare, nel seguito del presente lavoro

Tabella 1. CSPC del SIN Bagnoli-Coroglio.

CSPN già oggetto di caratterizzazione (a)	CSPN non ancora caratterizzati (b)
1. ex ILVA; 2. ex Cementir; 3. I.D.I.S. Fondazione Città della Scienza; 4. ex RFI - Ferrovie dello Stato; 5. Iovino Antonio Salfer s.a.s.; 6. Ambito 1, Agnano, delle <i>Aree Esterne</i> ; 7. Ambito 2, Pisciarelli, delle <i>Aree Esterne</i> ; 8. Ambito 3, Nato, delle <i>Aree Esterne</i> ; 9. Ambito 4, Diocleziano, delle <i>Aree Esterne</i> ; 10. Ambito 5, Bagnoli, delle <i>Aree Esterne</i> ; 11. Ambito 6, Cavalleggeri, delle <i>Aree Esterne</i> ; 12. Ambito 7, Coroglio, delle <i>Aree Esterne</i> .	1. Deposito Cavalleggeri dell'A.N.M. - Azienda Napoletana Mobilità; 2. Terme di Agnano S.p.A.; 3. Ippodromi e Città S.p.A.; 4. Discarica Loc. Cavone degli Sbirri; 5. La Rocca Autodemolizioni; 6. Avicoltura; 7. Parteno Signal; 8. Enel distribuzione S.p.A. – DTR Campania Zona ASI NA; 9. Area Poligoni; 10. Base U.S. Naval support activity Naples; 11. Area alloggi Caserma “Cesare Battisti”; 12. Centro Autodemolizione Amato Vincenzo; 13. Club Partenopeo; 14. P.V.C. 7202 Q8; 15. Ex Officine Sacati; 16. Linea 6 Metropolitana di Napoli.

l'attenzione è posta solo sulle indagini eseguite sui terreni, tralasciando, invece, le pur interessanti indicazioni emerse dall'elaborazione dei dati riguardanti le acque di falda. Relativamente a queste ultime, ci si limita, in questa sede, ad evidenziare che nelle *aree esterne* è stata riscontrata una generalizzata situazione di accettabilità delle acque stesse, con superamenti delle concentrazioni normative di riferimento riconducibili quasi ovunque ai soli tenori di Manganese ed Arsenico e, quindi, di acclarata origine naturale: in tali condizioni, ai soli fini del presente lavoro, risulta di minore interesse, evidentemente, il raffronto tra le situazioni rilevate nelle *aree ex-industriali* e nelle *aree esterne*.

Peculiarità del Sito di Bagnoli-Coroglio

Dal punto di vista sia geologico che idrogeologico la Piana di Bagnoli-Fuorigrotta presenta caratteristiche del tutto peculiari, riconducibili alla tormentata

storia ed agli eccezionali fenomeni vulcanici e tettonici verificatisi nella zona Flegrea: può ben considerarsi una situazione unica al mondo per complessità ed interesse, sulla quale molto è stato scritto, e relativamente alla quale, per evidenti motivi di sintesi, non è possibile soffermarsi in questa sede.

In virtù di tali peculiari caratteristiche del sito, il *MATTM* stabilì che per i terreni delle *aree ex industriali* dovesse essere individuati i *Valori di Fondo Naturale (VF_N)* delle concentrazioni di alcune specie inorganiche, da considerare sostitutivi delle rispettive *Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC)* fissate dal D.Lgs. 152/2006 quali valori di riferimento ai fini della valutazione dello stato di contaminazione dei suoli. All'uopo, furono eseguiti alcuni sondaggi nei Quartieri di Fuorigrotta, Agnano e Bagnoli (e, quindi, all'esterno delle *aree ex industriali*), che, anche in base ad una serie di analisi statistiche, portarono alla identificazione dei *VF_N*, riassunti nella colonna 2 della Tabella 2, mentre le colonne 3 e 4 (nella norma indicate

Parametro	Terreni (in mg/kg)			Acque (in µg/l)	
	Valori di Fondo Naturali	CSC del D.Lgs. 152/2006		Valori di Fondo Naturali	CSC del D.Lgs. 152/2006
		Colonna A	Colonna B		
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Arsenico	29	20	50	380	10
Berillio	9	2	10	9	4
Cadmio	2	2	15	----	----
Cobalto	120	20	250	----	----
Cromo Totale	150	150	800	----	----
Cromo VI	2	2	15	----	----
Mercurio	1	1	5	----	----
Nichel	120	120	500	----	----
Piombo	103	100	1000	19	10
Rame	120	120	600	----	----
Stagno	14	1	350	----	----
Vanadio	100	90	250	----	----
Zinco	158	150	1500	----	----
Manganese	----	----	----	1104	50
Ferro	----	----	----	3106	200

Tabella 2. Valori di Fondo Naturali della concentrazione di specie inorganiche nei terreni e relative CSC del D.Lgs. 152/2006.

come *Colonne A e B*) riportano le CSC relative, rispettivamente, alle aree destinate a verde pubblico e residenziali, e alle aree industriali.

Analogamente, alcuni anni orsono fu stabilita l'esigenza di definire *Valori di Fondo Naturali* anche per le acque sotterranee (VFN_a) delle *aree ex industriali* di Bagnoli relativamente ai parametri Arsenico, Berillio, Ferro, Manganese e Piombo. Tali valori, riportati nella colonna 5 della Tabella 2, furono proposti da una *Commissione di Esperti* istituita presso il MATTM nella seduta del 29 giugno 2000 e definitivamente approvati con Decreto registrato alla Corte dei Conti il 16/9/2003. Dal raffronto tra i VFN_a e le CSC del D.Lgs. n. 152/2006 (colonna 6 della Tabella 2) si nota come i primi siano considerevolmente più elevati, proprio in virtù dell'acclarata origine naturale dei suddetti metalli.

Un'ulteriore peculiarità del sito in esame è costituita dal fatto che esso contiene elevate estensioni di *aree esterne*, non

destinate in precedenza ad insediamenti industriali. Come detto nelle premesse, molte di queste aree non erano comprese nel SIN nelle prime ipotesi di perimetrazione, ma vi furono introdotte in seguito, per espressa richiesta, soprattutto, del Comune. In tale situazione, per pianificare al meglio le successive attività di caratterizzazione, fu ritenuta necessaria l'attuazione, in primo luogo, di un apposito *Censimento*, volto all'identificazione puntuale della destinazione dei singoli lotti e della presenza di potenziali fonti di contaminazione (quali garage, officine, distributori di carburante, discariche abusive, depositi o strutture con presenza di materiali contenenti amianto, ecc.). Tali attività censuarie furono riferite distintamente ai 7 *Ambiti* territoriali identificati per la zona di Bagnoli-Coroglio nella variante al PRG per la zona occidentale e nel PUE, costituiti da Agnano, Bagnoli, Cavalleggeri, Coroglio, Diocleziano, Nato e Pisciarelli. In tal modo fu anche

possibile, in ciascuno dei sette *Ambiti*, operare la classificazione delle superfici nelle 9 seguenti tipologie:

- *aree private* di particolare interesse territoriale, quali, ad es., le Terme di Agnano, le stazioni ENEL, sedi universitarie, ecc.;
- *aree pubbliche* di una certa rilevanza territoriale, di proprietà dello Stato o di enti locali, quale, ad es., l'Ippodromo di Agnano;
- *aree militari*, già sedi di insediamenti militari;
- *aree residenziali*, vale a dire aree che a prescindere dalla proprietà (privata o pubblica) sono caratterizzate da sviluppo urbano abitativo;
- *aree sociali*, inserite nel contesto urbano e con acclarata rilevanza sociale, quali chiese, scuole, sedi di enti pubblici, ospedali ed ASL;
- *aree produttive/commerciali/mercati*, costituite da mercati, insediamenti commerciali di una certa rilevanza (vendita auto, imbarcazioni, ecc.), opifici di medie e basse dimensioni, autodemolizioni, con esclusione delle attività commerciali di piccola entità integrate nel contesto residenziale;
- *aree a verde pubblico*, quali aiuole, piccoli parchi, ecc.;
- *aree a verde agricolo*, comprendenti anche le abitazioni coloniche ed i re-

lativi capannoni, nonché i versanti boschivi (coltivati e non) di Agnano e Monte Spina;

- superfici occupate da strade e linee ferroviarie.

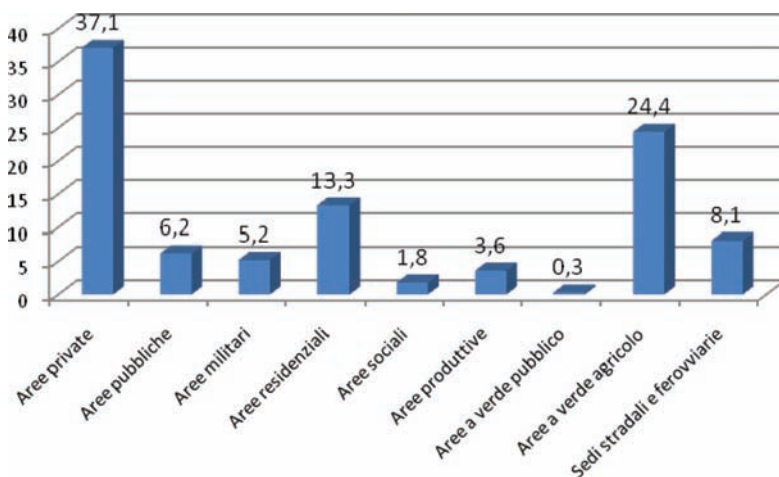
La distribuzione delle singole tipologie di area nell'ambito dell'intero sito di Bagnoli-Coroglio è riportata nella Figura 2.

Caratterizzazione dei terreni nelle aree ex industriali

Come detto, negli ultimi quindici anni le aree già sede degli insediamenti industriali sono state oggetto di un'estesa, e talvolta costantemente aggiornata, attività di indagine, che ha fornito una considerevole mole di dati e di informazioni sulle caratteristiche dei terreni e delle acque di falda. La presentazione della totalità dei dati acquisiti non è proponibile in questa sede, per cui, come detto, non ci si sofferma sulle acque di falda, mentre si provvede all'illustrazione di una loro sintesi relativa ai terreni, utile sia ad ottenere una rappresentazione delle condizioni che ivi complessivamente si riscontrano che, soprattutto, a fornire elementi di raffronto alle situazioni rilevate nelle *aree esterne*.

Nella fattispecie, nel prosieguo del presente paragrafo sono riassunte le informazioni sui risultati delle investigazioni sul terreno eseguite in fase di attuazione dei Piani di Caratterizzazione nelle *aree ex industriali* già sedi dell'ILVA-ETERNIT, della CEMENTIR e di Città della Scienza (in quanto in precedenza occupata da stabilimenti chimici). A riguardo, va immediatamente ricordato che nelle aree ILVA-ETERNIT la situazione attuale è diversa da quella rilevata in fase di caratterizzazione, per effetto degli interventi di bonifica già attuati; viceversa, negli altri due lotti sono presentati gli unici dati disponibili. In pratica, rispetto alle informazioni desunte dai

Figura 2.
Classificazione delle superfici negli Ambiti delle aree esterne del sito Bagnoli-Coroglio.



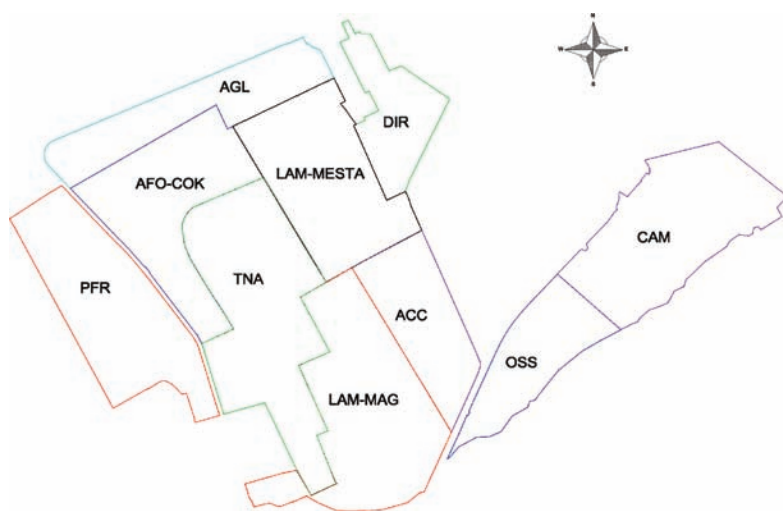


Figura 3. Sub-aree del sito industriale ILVA-ETERNIT.
 Legenda: DIR direzione, AFO-COK altoforni-cokeria, PFR preparazione fossile, TNA treno a nastri, AGL agglomerazione minerale, LAM-MAG laminazione-magazzino, OSS impianti ossigeno, LAM-MESTA Laminazione-treno Mesta, CAM deposito campo americano, ACC Acciaieria.

Piani di Caratterizzazione già eseguiti (Tabella 1), non è stato possibile prendere in esame solo quelle riguardanti le aree ex RFI-Ferrovie dello Stato e di Iovino Antonio Salfer s.a.s.

Caratterizzazione dei terreni nell'area ex ILVA-ETERNIT

La caratterizzazione iniziale dei terreni nell'area ex ILVA-ETERNIT fu effettuata in due fasi: la prima, nel periodo novembre 1997 - aprile 1998, riguardò l'esecuzione di sondaggi distribuiti sui nodi di un reticolo con maglia di dimensioni 100 x 100 m; la seconda, condotta tra maggio e ottobre 1999, consistette nella realizzazione di sondaggi in corrispondenza dei nodi di maglie 50 x 50 m nonché, nelle aree maggiormente inquinate, 25 x 25 m. Tralasciando il dettaglio delle attività, si segnala che nelle sub-aree identificate nella Figura 3 furono eseguiti ben 2304 sondaggi a carotaggio continuo.

Le indagini furono eseguite con riferimento a due litotipi, costituiti, rispettivamente, dal *riporto* e dal *terreno naturale*.

Il *riporto* rappresenta lo strato artificiale, sovrapposto, via via nel tempo, al terreno naturale, di spessore variabile

(finanche più di 3,5 m) e composto da miscele di suolo originario e materiali ricchi di metalli (principalmente, scorie, loppe e calcestruzzo). Nello strato del *riporto* fu prelevato e analizzato, in ciascuno dei punti di sondaggio, un unico campione, rappresentativo di tutto il suo spessore.

Per quanto riguarda il *terreno naturale* (costituito dagli strati vulcanici, alluvionali e marini che caratterizzavano l'area prima dell'insediamento industriale), lungo ciascun sondaggio furono prelevati uno o più campioni, in funzione dello spessore esistente tra la base del *riporto* ed il livello della falda.

La situazione riscontrata nel litotipo *riporto* può in parte essere evinta dall'esame della Tabella 3, che mostra percentuali non irrilevanti del numero di determinazioni con tenori di metalli superiori ai limiti sia delle CSC del D.Lgs. 152/2006 che dei VFN_r . A riguardo, va considerato che il *riporto* è stato in gran parte asportato nell'ambito degli interventi di bonifica già attuati.

Per il litotipo *terreno naturale*, furono individuati 896 punti di indagine, con il prelievo di campioni a quote diverse (fino a 5), in funzione della profondità della falda dal piano campagna. La situazione riscontrata, sintetizzata nella Tabella 4, evidenziò tenori di metalli pesanti decisamente più contenuti rispetto ai *riporti*, pur se nel 44,2% dei campioni furono individuati tenori superiori alle CSC o ai VFN_r .

Nei *terreni naturali* la situazione rilevata all'epoca del Piano di Caratterizzazione fu decisamente migliore, rispetto ai *riporti*, anche per quanto riguarda i composti organici (idrocarburi totali e/o IPA): solo nel 13% circa dei campioni analizzati i tenori risultarono superiori ai limiti normativi, in massima parte nelle sub-aree COK e PFR.

In maniera sintetica, nella Tabella 5, con riferimento alla totalità dei punti di campionamento, sono riassunte le me-

Tabella 3. Distribuzione di composti chimici nei riporti delle diverse sub-aree.

Elemento/Composto	Campioni analizzati	% superiore ai Valori di Fondo Naturali	Sub – aree con maggiore presenza del composto/elemento indagato
Arsenico	2039	30,8	PFR, TNA, LAM-MAG
Berillio	266	1,5	CAM, LAM-MESTA, AGL, AFO-COK
Cadmio	2039	11,0	AFO-COK, TNA, LAM-MAG
Cobalto	355	0,0	-
Cromo totale	2039	20	PFR, LAM-MAG
Mercurio	2039	20,1	PFR, AFO-COK, TNA
Nichel	2039	1,4	AFO-COK, TNA, LAM-MAG, LAM-MESTA, PFR, CAM, ACC, AGL
Piombo	2039	38,5	PFR, AFO-COK, LAM-MAG
Rame	2039	21,3	TNA, LAM-MAG
Stagno	2039	34,6	PFR, TNA, LAM-MAG, ACC
Vanadio	2039	41,1	PFR, LAM-MAG, ACC, CAM
Zinco	2039	51,9	PFR, AFO-COK, TNA, LAM-MAG
Idrocarburi totali	1428	16,7	PFR, DIR, AFO-COK, TNA, LAM-MESTA
IPA	1268	45,3	PFR, AFO-COK

Tabella 4. Distribuzione di composti chimici nei terreni naturali delle diverse sub-aree.

Elemento/Composto	Campioni analizzati	% superiore ai Valori di Fondo Naturali	Sub – aree con maggiore presenza del composto/elemento indagato
Arsenico	1914	7,5	PFR, AFO-COK, TNA
Berillio	262	11,1	LAM-MESTA, ACC, OSS
Cadmio	1914	1,1	PFR
Cobalto	262	0,0	-
Cromo totale	1914	0,3	CAM, PFR, OSS
Mercurio	1914	0,9	AFO-COK, OSS, DIR, LAM-MESTA, PFR, CAM, ACC, AGL
Nichel	1914	0,2	CAM, LAM-MESTA
Piombo	1914	5,2	PFR
Rame	1914	2,3	PFR, CAM
Stagno	1914	13,1	CAM, PFR, ACC, OSS
Vanadio	1914	16,6	PFR
Zinco	1914	5,2	PFR
Idrocarburi totali	609	2,5	AGL, TNA, ACC
IPA	510	10,4	PFR, AFO-COK

die delle concentrazioni dei principali parametri inquinanti rilevati nei litotipi *riporto e terreno naturale* (per quest'ul-

timo, le medie sono riferite alla totalità delle determinazioni, indipendentemente dalle quote di campionamento).

Tabella 5. Medie (in mg/kg) dei valori rilevati a diversi livelli sui campioni di terreno dell'area ex ILVA-ETERNIT.

Parametro (1)	Litotipo	
	Riporto (2)	Terreno naturale (3)
Arsenico	39,32	27,66
Berillio	4,92	8,82
Cadmio	1,06	0,28
Cobalto	12,75	7,52
Cromo totale	103,77	14,51
Mercurio	1,03	0,23
Nichel	24,87	10,30
Piombo	292,44	73,42
Rame	105,08	28,31
Stagno	18,66	9,26
Vanadio	150,31	94,85
Zinco	418,20	112,19
Hc C>12	94,89	23,70
Benzo(a)antracene	0,30	0,08
Benzo(a)pirene	0,29	0,08
Benzo(b)fluorantene	0,19	0,06
Benzo(k)fluorantene	0,19	0,06
Benzo(g,h,i)perilene	0,16	0,06
Dibenzo(a,i)pirene	0,06	0,04
Dibenzo(a,h)antracene	0,08	0,05
Indenopirene	0,11	0,05

Tabella 6. Sintesi delle determinazioni analitiche eseguite sui campioni di suolo dell'area ex CEMENTIR.

Quota		Be	Be	V	V	Co	Co	Zn	Zn	As	As	Cd	Cd	Sn	Sn	Pb	Pb
	Num. Campioni	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
A	Num. Superamenti	6	0	0	0	0	0	1	1	1	1	8	0	3	2	6	0
	% di superamenti	35	0	0	0	0	0	6	6	6	6	47	0	18	12	35	0
B	Num. Superamenti	8	0	1	1	0	0	3	3	1	0	8	0	3	3	8	0
	% di superamenti	47	0	6	6	0	0	18	18	6	0	47	0	18	18	47	0
C	Num. Superamenti	10	0	1	1	0	0	0	0	3	2	4	0	0	0	10	0
	% di superamenti	59	0	6	6	0	0	0	0	18	12	24	0	0	0	59	0
D	Num. Superamenti	5	1	0	0	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	5	1
	% di superamenti	29	6	0	0	0	0	0	0	24	12	0	0	0	0	29	6
E	Num. Superamenti	8	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	0	0	0	8	0
	% di superamenti	47	0	0	0	0	0	0	0	12	6	12	0	0	0	47	0

Caratterizzazione dei terreni nell'area ex CEMENTIR

Nell'area già sede della CEMENTIR alla caratterizzazione di dettaglio dei suoli si addivenne provvedendo alla esecuzione di 17 sondaggi, spinti a profondità comprese tra 15 e 16 m dal p.c. In ciascun sondaggio furono prelevati campioni a 5 differenti livelli (identificati con le sigle da A a E, due dei quali posti nei primi 5 metri e gli altri tra i 5 e i 15 m), provvedendo alla misura del contenuto di composti ed elementi sia organici che inorganici. Inoltre, indagini condotte sui top-soil misero in evidenza l'assenza di superamenti dei limiti di PCB, Amianto e Diossine. Nella Tabella 6, per ciascun metallo è riportato il numero di determinazioni eseguite in corrispondenza delle cinque quote di campionamento ed il relativo numero di superamenti (espressi, in termini sia assoluti che percentuali) sia delle CSC del D.Lgs. 152/2006 (colonne in rosso) che dei VFN_i (colonne in nero). Il raffronto delle colonne in rosso ed in nero identifica scenari abbastanza diversi per quanto riguarda Be, V, Cr, Sn e Zn, dimostrando, una volta di più, che alla relativa presenza contribuivano, in massima parte, fenomeni naturali.

Per quanto riguarda il contenuto di organici, i riscontri analitici evidenziarono numerosi superamenti della CSC del parametro idrocarburi C>12 e taluni superamenti dei tenori massimi di IPA, solo alle quote più superficiali.

Caratterizzazione dei terreni nell'area di Città della Scienza

Nel sito di Città della Scienza - Fondazione IDIS furono eseguiti 23 sondaggi, con il prelievo di campioni di terreno a 3 differenti profondità (A, B e C), di norma comprese nell'intervallo 0-10 m dal p.c. (solo in due casi furono raggiunti i -20 m dal p.c.), sui quali furono misurati i tenori di parametri organici ed inorganici. Inoltre, sui top-soil furono rilevate le concentrazioni di PCB, Amianto e Diossine, senza mai rilevare superamenti dei limiti di legge. La Tabella 7 riporta, con riferimento alle indagini complessivamente eseguite e per ciascuna quota di campionamento, il numero e le percentuali dei sondaggi in cui furono registrati superamenti dei limiti delle Colonne A e B del D.Lgs. 152/2006, integrati, ove esistenti, dai VFN_r.
Relativamente ai metalli, le concentrazioni di Arsenico, Rame e Piombo risultarono in numero significativo superiori ai limiti della Colonna A del

Tabella 7. Confronto dei risultati dei campionamenti eseguiti nel sito di Città della Scienza con i limiti delle Colonne A e B del D.Lgs. 152/2006.

Parametri	Sintesi indagine	A	B	C
Organici	Numero complessivo di sondaggi	23	23	23
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna A	11	7	1
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna A (percentuale)	47,8	30,4	4,3
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna B	2	1	1
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna B (percentuale)	8,7	4,3	4,3
Metalli	Numero complessivo di sondaggi	23	23	23
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna A	7	5	6
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna A (percentuale)	30,4	21,7	26,1
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna B	8	12	5
	Campioni con superamento dei limiti di Colonna B (percentuale)	34,8	52,2	21,7

D.Lgs. 152/2006 ed ai VFN_r, pur se solo in pochi sondaggi furono rilevati tenori superiori alle CSC della Colonna B. Il livello di contaminazione da composti organici risultò apprezzabile solo nella metà dei sondaggi, in particolare alle quote più superficiali, con superamenti delle CSC della Colonna A del D.Lgs. 152/2006.

Caratterizzazione dei terreni nelle aree esterne

Nelle Aree esterne del sito Bagnoli-Coroglio, da parte dell'ARPA Campania, fu eseguita un'unica campagna di indagine, ultimata nel 2008, condotta secondo lo schema indicato nella Tabella 8 (M. Vito, 2008), quasi del tutto all'interno dei sette Ambiti di Agnano, Pisciarelli, Nato, Diocleziano, Bagnoli, Cavalleggeri e Coroglio.
Gli analiti misurati (sebbene non in tutti i campioni) sono riassunti nella Tabella 9, mentre sui top-soil fu ricercato (senza peraltro mai ritrovarlo) il solo Amianto. All'uopo, nei 101 sondaggi, ma anche in alcuni piezometri, furono definite le 5 quote di campionamento indicate nella Tabella 10, tra le quali furono di volta in volta identificati, ed effettivamente prelevati, tre campioni sottoposti alle determinazioni analitiche (nel numero citato in Tabella 10), scelti a quote diverse a

Ambito	Carotaggi		Top soil	Piezometri superficiali		Piezometri profondi	
	n.	Profondità (m)	n.	n.	Profondità (m)	n.	Profondità (m)
Agnano	32	4	20	3	10	3	50
Pisciarelli	7	4	6	3	10	1	50
Nato	6	15	5	4	20	---	---
Diocleziano	8	15	7	1	21	2	45
Bagnoli	19	15	12	5	21	1	45
Cavalleggeri	16	15	11	3	21	1	45
Coroglio	13	15	9	9	21	1	45
Esterni	---	---	---	3	22	---	---

Tabella 8. Dettaglio delle indagini eseguite nelle aree esterne.

Classe di analiti	Analiti
Metalli	Arsenico, Berillio, Cadmio, Cobalto, Cromo totale, Mercurio, Nichel, Piombo, Rame, Stagno, Vanadio, Zinco
Aromatici policiclici	Benzo(a)antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(g,h,i)perilene, Dibenzo(a,e)pirene, Dibenzo(a,l)pirene, Dibenzo(a,i)pirene, Dibenzo(a,h)pirene, Dibenzo(a,h)antracene, Indeno(1,2,3-c,d)pirene
Fitofarmaci	Alaclor, Aldrin, Atrazina
Fenoli e clorofenoli	Metilfenolo (o-, m-, p-), Fenolo, 2-clorofenolo, 2,4-diclorofenolo, 2,4,6-triclorofenolo, Pentaclorofenolo
Idrocarburi Totali	C<12; C>12
PCB	Policlorobifenili
Diossine e Furani	Sommatoria PCDD,PCDF
Altre sostanze	Amianto totale

Tabella 9. Analiti rilevati nei suoli delle aree esterne.

Tabella 10. Quote di campionamento dei suoli nelle aree esterne.

Sigla campione	Profondità dal p.c.	Numero di campioni di terreno analizzati
C1	0,00 – 0,50 m	136
C2	0,50 – 1,50 m	
C3	1,50 – 2,50 m	146
C4	2,50 – 3,50 m	
C5	oltre 3,50 m, fino, al massimo, al livello della falda	132

seconda delle condizioni della superficie in corrispondenza del sondaggio (zone pavimentata o non pavimentata), di norma nel modo seguente:

- C1, C3 e C5, per i sondaggi in zone non pavimentate;
- C2, C4 e C5, per i sondaggi in zone pavimentate.

Alla luce di tali scelte, escludendo i topsoil, ai fini delle successive illustrazioni dei risultati sono stati considerati i seguenti campioni rappresentativi: C1/C2 (a seconda dei casi, C1 o C2) per il livello superficiale; C3/C4 per il livello intermedio; C5 per il livello profondo. Relativamente ai risultati, va immedia-

tamente messo in evidenza che in nessun sondaggio furono superati i tenori massimi fissati dalla normativa per Diossine e Furani, Fitofarmaci e Idrocarburi leggeri. Per quanto riguarda, più in generale, gli altri parametri, la sintesi degli esiti delle caratterizzazioni eseguite sui terreni nei diversi *Ambiti* è riportata nella Tabella 11, che, per ciascun parametro, indica la percentuale delle determinazioni con valori superiori alla CSC della Colonna A del D.Lgs. 152/2006 nonché gli estremi dell'intervallo delle concentrazioni misurate.

Dall'esame della tabella si rilevano, per i metalli, pochi superamenti delle CSC della Colonna A, fatta eccezione per il Berillio e lo Stagno. Tuttavia, anche questi ultimi si riducono drasticamente ove si faccia riferimento ai VFN_t già introdotti per le *aree ex industriali* e che potrebbero essere plausibilmente adottati anche per le *aree esterne*. Nella fattispecie, scompaiono del tutto, in questo modo, i superamenti riguardanti il Berillio, mentre ne restano pochissimi per lo Stagno. Per quanto riguarda, invece, i composti organici, sono rilevabili superamenti significativi (complessivamente, intorno al 15 % dei casi) solo per il parametro Idrocarburi Pesanti, soprattutto nell'*Ambito* Coroglio, in sondaggi quasi ovunque allocati nei pressi delle *aree ex industriali*, delle zone di interesse militare o di quelle di proprietà delle Ferrovie e dell'ANM. Quanto appena detto si rileva ancora meglio dall'esame delle Tabelle 12 e 13: nella prima, distintamente per i campioni relativi alle quote C1/C2, C3/C4 e C5, sono riportate, per ciascun *Ambito*, le medie dei valori misurati per i singoli parametri (V_m); nella seconda, tali medie sono state normalizzate ($V_{m,n}$), rapportandole al corrispondente VFN_t (le $V_{m,n}$ superiori all'unità sono evidenziate in rosso).

Nella Tabella 14 sono riportati, infine, alle diverse profondità di campionamento e distintamente per metalli ed orga-

nici, i valori delle concentrazioni medie globali degli *Ambiti* ($V_{m,g}$), ottenuti come media delle $V_{m,n}$ di ciascun *Ambito*: si tratta, evidentemente, di un parametro complessivo, che, senza escludere la presenza di superamenti puntuali dei limiti di riferimento, fornisce un'indicazione sullo stato di contaminazione dei terreni posti ai diversi livelli dell'*Ambito*, potendolo ritenere ammissibile per valori inferiori all'unità. Come si osserva, le $V_{m,g}$ dei metalli non presentano variazioni significative né tra *Ambiti* né tra quote di campionamento, essendo risultate comprese tra 0,212 e 0,333. Per quanto riguarda gli organici, l'eccezione è costituita dalla già richiamata situazione dei terreni superficiali dell'*Ambito* di Coroglio (evidenziato in rosso), mentre in tutti gli altri casi l'indice è compreso tra 0,389 e 0,699.

Confronto dei dati e considerazioni conclusive

Come già detto, successivamente all'istituzione del SIN Bagnoli-Coroglio, sulla base delle indicazioni dettate dalle disposizioni normative, furono effettuate, in molte aree, indagini di caratterizzazione dei terreni e delle acque di falda. Le indagini furono particolarmente intense nell'area ex ILVA-ETERNIT, mentre in altre *aree*, sia *ex industriali* (CEMENTIR, Città della Scienza) che *esterne*, fu condotta un'unica campagna di caratterizzazione.

A riguardo, va segnalato che nell'esecuzione delle indagini non sempre furono adottate le stesse modalità operative, anche, ma non solo, per effetto degli intervenuti cambiamenti, *in corso d'opera*, delle disposizioni normative vigenti. Inoltre, differenze significative tra le diverse indagini che furono eseguite riguardano: le profondità alle quali furono estesi i sondaggi (per la raccolta dei terreni) ed i piezometri (per il prelievo

Analita	Valore limite (mg/kg)	Ambito													
		Agnano		Pisciarelli		Nato		Diocleziano		Bagnoli		Cavalleggeri		Coroglio	
		(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)
Arsenico	20	6,1	23-38	----	----	3,3	8-23	----	----	8	31-110	----	----	21,7	24-140
Berillio	2	80,7	2,3-6,3	72,1	2,3-5,1	93,3	2,7-8,1	93,9	2,4-7,1	96	2,3-6,4	93,3	2,5-4,9	91,3	2,1-8,1
Mercurio	1	----	----	6,1	1,3-1,5	----	----	3	0,1-0,6	----	----	3,3	3-3,8	1,4	0,1-1,2
Nichel	120	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	1,4	1-421
Piombo	100	2,6	159-234	----	----	----	----	6,1	125-154	----	----	1,7	17-181	7,2	133-2140
Rame	120	0,9	5-410	----	----	----	----	----	----	1,3	5-141	----	----	1,4	6-124
Stagno	1	97,4	1,2-13	90,9	1,4-4,9	90	1,5-4,5	8,79	1,2-29	80	1,2-7	96,7	1,2-28	92	1,2-86
Vanadio	90	----	----	----	----	----	----	----	----	1,3	27-110	----	----	1,4	9-149
Zinco	150	----	----	----	----	----	----	----	----	1,3	27-161	----	----	5,8	185-228
Benzo(a)antracene	0,5	1,8	0,62-1,27	9,1	0,93-0,98	----	----	3	0,05-0,78	1,3	0,05-1,14	1,7	0,05-1,39	10,1	0,68-8,82
Benzo(a)pirene	0,1	6,1	0,12-1,59	12,1	0,14-0,75	3,3	0,05-0,13	15,1	0,13-0,77	8	0,13-1,54	13,3	0,13-1,17	23,2	0,14-7,3
Benzo(b)fluorantene	0,5	1,8	0,86-1,94	9,1	0,97-1	----	----	3	0,05-0,82	1,3	0,051,75	1,7	0,05-1,89	11,6	0,6-72
Benzo(k)fluorantene	0,5	0,9	0,05-0,8	----	----	----	----	3	0,05-0,55	1,3	0,05-1,28	----	----	8,7	0,6-5,88
Benzo(g,h,i)perilene	0,1	4,4	0,11-1,02	12,1	0,38-0,42	----	----	3	0,05-0,42	5,3	0,15-1,17	11,7	0,12-0,79	21,7	0,12-4,71
Dibenzo(a,e)pirene	0,1	0,9	0,05-0,181	----	----	----	----	----	----	1,3	0,05-0,28	1,7	0,05-0,24	7,2	0,16-1,32
Dibenzo(a,h)pirene	0,1	0,9	0,05-0,15	----	----	----	----	----	----	----	----	1,7	0,05-0,13	2,9	0,5-0,73
Dibenzo(a,i)pirene	0,1	1,8	0,18-0,52	----	----	----	----	3	0,05-0,17	1,3	0,05-0,16	1,7	0,05-0,25	5,8	0,12-1,17
Dibenzo(a,l)pirene	0,1	1,8	0,15-0,32	9,1	0,17-0,18	----	----	----	----	2,7	0,12-0,66	1,7	0,05-0,51	13	0,12-2,72
Dibenzo(a,h)antracene	0,1	1,8	0,13-0,18	3	0,05-0,12	----	----	----	----	----	----	1,7	0,05-0,27	8,7	0,13-1,17
Indeno(1,2,3 -c,d)pirene	0,1	3,5	0,14-0,99	9,1	0,62-0,72	----	----	15,1	0,11-0,58	8	0,12-1,29	6,7	0,13-0,83	23,2	0,14-4,95
PCB totali	0,06	2,6	0,082-0,12	----	----	----	----	----	----	----	----	1,7	0,0001-0,089	----	----
Idrocarburi leggeri	10	1,8	31-103	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----
Idrocarburi pesanti	50	15,8	56-2590	6,1	56-80	10	59-71	15,1	57-208	13,3	58-169	20	59-151	23,2	57-880

(1) Sono indicate le percentuali dei superamenti delle CSC della Colonna A. (2) Sono riportati gli intervalli delle concentrazioni misurate, espresse in mg/kg.

Tabella 11. Sintesi dei risultati delle analisi eseguite sui campioni di terreno nei diversi Ambiti.

Parametro	Bagnoli			Cavallegeri			Coroglio			Diocleziano			Agnano			Nato			Pisciarelli		
	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5
As	15,13	13,00	18,24	11,55	12,47	11,90	19,39	20,92	26,68	12,91	12,45	13,18	11,47	11,95	12,71	12,20	12,91	15,10	10,09	10,42	13,00
Be	3,99	3,72	4,06	3,51	3,73	3,76	3,66	4,28	4,38	4,35	4,06	4,42	3,06	3,30	3,16	3,92	4,13	4,69	2,75	2,79	3,31
Cd	0,20	0,20	0,18	0,21	0,16	0,18	0,29	0,17	0,17	0,17	0,15	0,11	0,16	0,13	0,14	0,13	0,14	0,13	0,12	0,13	0,14
Co	4,26	3,81	3,92	4,40	4,32	4,55	4,09	4,13	4,32	4,09	3,73	3,73	2,95	2,81	3,44	3,60	3,64	4,00	3,27	2,92	3,00
Cr totale	5,57	4,37	3,76	6,30	5,37	5,10	8,61	11,88	8,73	5,55	4,00	3,91	3,39	3,33	4,26	4,60	6,00	5,40	5,45	3,83	5,70
Hg	0,16	0,10	0,10	0,33	0,39	0,16	0,20	0,13	0,15	0,19	0,20	0,13	0,31	0,19	0,13	0,16	0,10	0,10	0,33	0,48	0,46
Ni	7,70	6,74	5,24	4,90	3,74	4,30	4,13	20,54	4,09	5,09	2,91	4,45	3,00	2,90	3,82	3,90	4,55	2,90	4,73	3,17	4,10
Pb	44,83	28,37	31,00	45,10	46,79	39,50	66,45	45,33	33,95	53,00	40,55	29,27	26,50	31,26	32,82	34,50	29,64	30,80	26,64	25,50	33,50
Cu	32,17	23,52	21,60	25,55	29,58	24,50	37,09	23,71	27,32	28,09	21,00	13,73	23,29	14,45	15,41	20,30	27,82	26,30	20,45	17,58	21,80
Sn	3,25	2,72	2,40	4,32	4,64	4,48	6,52	9,19	2,80	6,58	4,15	2,88	2,91	2,50	2,92	2,43	2,79	2,64	2,25	2,37	3,33
V	53,35	47,70	52,04	49,30	51,47	50,25	47,78	49,38	51,73	57,73	55,27	51,09	47,03	49,19	48,71	49,30	50,45	55,30	49,27	48,00	47,00
Zn	68,48	58,37	61,40	69,80	70,05	62,70	87,65	69,17	69,18	77,36	62,18	58,73	51,13	55,83	57,06	56,60	66,91	66,40	58,18	56,00	58,00
Hc C>12	38,30	21,22	21,36	47,35	41,16	24,40	97,57	30,25	28,86	27,82	51,82	15,73	106,21	108,98	26,41	24,10	17,00	22,80	31,27	22,50	26,00
Benzo(a)antracene	0,12	0,06	0,06	0,09	0,13	0,06	0,87	0,14	0,08	0,13	0,06	0,05	0,06	0,07	0,09	0,06	0,05	0,05	0,14	0,13	0,14
Benzo(a)pirene	0,14	0,06	0,06	0,08	0,12	0,06	0,71	0,13	0,08	0,13	0,06	0,05	0,05	0,08	0,11	0,06	0,05	0,05	0,13	0,11	0,12
Benzo(b)fluorantene	0,15	0,07	0,06	0,10	0,16	0,06	0,77	0,14	0,08	0,14	0,07	0,05	0,06	0,09	0,12	0,06	0,05	0,06	0,15	0,13	0,14
Benzo(k)fluorantene	0,12	0,06	0,06	0,07	0,08	0,05	0,55	0,10	0,07	0,10	0,05	0,05	0,05	0,06	0,07	0,05	0,05	0,05	0,10	0,09	0,10
Benzo(g,h,i)perilene	0,11	0,06	0,06	0,07	0,10	0,06	0,46	0,11	0,06	0,09	0,06	0,05	0,05	0,06	0,08	0,05	0,05	0,05	0,08	0,08	0,08
Dibenzo(a,e)pirene	0,06	0,05	0,05	0,06	0,06	0,05	0,13	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05
Dibenzo(a,h)pirene	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Dibenzo(a,i)pirene	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,14	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Dibenzo(a,l)pirene	0,08	0,05	0,05	0,05	0,07	0,05	0,26	0,08	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06
Dibenzo(a,h)antracene	0,06	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,13	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06
Indenopirene	0,12	0,06	0,06	0,08	0,09	0,06	0,59	0,12	0,08	0,12	0,06	0,05	0,05	0,06	0,08	0,06	0,06	0,05	0,11	0,11	0,11

Tabella 12. Medie (in mg/kg) dei valori rilevati nei diversi Ambiti sui campioni di suolo prelevati a diverse profondità.

Parametro	Bagnoli			Cavallegeri			Coroglio			Diocleziano			Agnano			Nato			Pisciarelli		
	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5	C1/C2	C3/C4	C5
As	0,522	0,448	0,629	0,399	0,430	0,410	0,669	0,721	0,920	0,445	0,430	0,455	0,396	0,412	0,438	0,421	0,445	0,521	0,348	0,359	0,448
Be	0,444	0,413	0,452	0,390	0,415	0,417	0,407	0,476	0,486	0,488	0,452	0,491	0,340	0,366	0,351	0,436	0,459	0,521	0,305	0,310	0,368
Cd	0,100	0,100	0,088	0,103	0,082	0,090	0,146	0,086	0,086	0,086	0,073	0,0545	0,080	0,064	0,072	0,065	0,068	0,065	0,059	0,063	0,070
Co	0,036	0,032	0,033	0,037	0,036	0,038	0,034	0,034	0,036	0,034	0,031	0,031	0,025	0,023	0,029	0,030	0,030	0,033	0,027	0,024	0,025
Cr totale	0,037	0,029	0,025	0,042	0,036	0,034	0,057	0,079	0,058	0,037	0,027	0,026	0,023	0,022	0,028	0,031	0,040	0,036	0,036	0,026	0,038
Hg	0,161	0,104	0,100	0,325	0,390	0,155	0,196	0,129	0,146	0,190	0,200	0,127	0,311	0,186	0,132	0,160	0,100	0,100	0,328	0,475	0,460
Ni	0,064	0,056	0,044	0,041	0,031	0,036	0,034	0,171	0,034	0,042	0,024	0,037	0,025	0,024	0,032	0,033	0,038	0,024	0,039	0,027	0,034
Pb	0,435	0,275	0,301	0,438	0,454	0,384	0,645	0,440	0,330	0,515	0,394	0,284	0,257	0,303	0,312	0,335	0,288	0,299	0,2591	0,248	0,325
Cu	0,268	0,196	0,180	0,213	0,246	0,204	0,309	0,198	0,228	0,234	0,175	0,115	0,194	0,120	0,128	0,169	0,232	0,219	0,1716	0,147	0,182
Sn	0,232	0,194	0,171	0,309	0,331	0,320	0,466	0,657	0,200	0,470	0,296	0,206	0,208	0,178	0,209	0,174	0,199	0,186	0,161	0,169	0,238
V	0,534	0,477	0,520	0,493	0,515	0,503	0,478	0,494	0,517	0,577	0,553	0,511	0,470	0,492	0,487	0,493	0,505	0,553	0,493	0,480	0,470
Zn	0,433	0,369	0,389	0,442	0,443	0,397	0,555	0,438	0,438	0,490	0,394	0,372	0,324	0,353	0,361	0,358	0,423	0,420	0,368	0,354	0,3671
Hc C>12	0,766	0,424	0,427	0,947	0,823	0,488	1,951	0,605	0,577	0,556	1,036	0,315	2,124	2,180	0,528	0,482	0,340	0,456	0,626	0,450	0,520
Benzo(a)antracene	0,230	0,124	0,114	0,173	0,259	0,116	1,737	0,272	0,169	0,264	0,124	0,104	0,110	0,145	0,182	0,114	0,106	0,100	0,282	0,255	0,280
Benzo(a)pirene	1,391	0,648	0,592	0,840	1,210	0,575	7,122	1,312	0,759	1,327	0,637	0,518	0,545	0,750	1,050	0,600	0,530	0,530	1,255	1,083	1,180
Benzo(b)fluorantene	0,303	0,132	0,122	0,192	0,328	0,123	1,531	0,282	0,161	0,284	0,133	0,104	0,119	0,177	0,238	0,128	0,104	0,112	0,302	0,258	0,284
Benzo(k)fluorantene	0,231	0,119	0,111	0,148	0,153	0,108	1,105	0,208	0,134	0,207	0,109	0,100	0,102	0,126	0,148	0,102	0,102	0,100	0,198	0,175	0,200
Benzo(g,h,i)perilene	1,139	0,611	0,560	0,670	0,968	0,555	4,635	1,063	0,641	0,918	0,582	0,509	0,524	0,631	0,832	0,540	0,520	0,500	0,846	0,808	0,830
Dibenzo(a,e)pirene	0,604	0,507	0,500	0,500	0,600	0,500	1,322	0,604	0,500	0,536	0,500	0,500	0,500	0,512	0,539	0,500	0,500	0,500	0,527	0,550	0,530
Dibenzo(a,h)pirene	0,509	0,500	0,500	0,500	0,542	0,500	0,996	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,529	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500
Dibenzo(a,i)pirene	0,548	0,500	0,500	0,500	0,605	0,500	1,430	0,500	0,500	0,536	0,500	0,500	0,500	0,533	0,638	0,500	0,500	0,500	0,517	0,520	0,520
Dibenzo(a,l)pirene	0,796	0,548	0,516	0,545	0,742	0,500	2,609	0,750	0,536	0,609	0,509	0,500	0,500	0,529	0,579	0,500	0,500	0,500	0,609	0,608	0,620
Dibenzo(a,h)antracene	0,630	0,507	0,500	0,500	0,616	0,500	1,287	0,579	0,500	0,536	0,500	0,500	0,500	0,519	0,538	0,500	0,500	0,500	0,546	0,558	0,550
Indenopirene	1,244	0,644	0,584	0,83	0,947	0,565	5,891	1,179	0,773	1,164	0,577	0,518	0,513	0,614	0,823	0,560	0,550	0,500	1,064	1,058	1,070

Tabella 13. Medie normalizzate dei valori rilevati nei diversi Ambiti sui campioni di suolo.

Classe parametri	Quota di campionamento	Bagnoli	Cavalliggeri	Coroglio	Diocleziano	Agnano	Nato	Pisciarelli
Metalli	C1/C2	0,272	0,269	0,333	0,300	0,221	0,225	0,216
	C3/C4	0,225	0,284	0,327	0,254	0,212	0,236	0,223
	C5	0,244	0,249	0,290	0,226	0,216	0,248	0,252
Organici	C1/C2	0,699	0,529	2,635	0,620	0,545	0,419	0,604
	C3/C4	0,439	0,650	0,659	0,476	0,601	0,396	0,568
	C5	0,419	0,419	0,479	0,389	0,552	0,400	0,590

Tabella 14. Medie globali normalizzate ($V_{m,g}$) nei diversi Ambiti.

dell'acqua); le quote alle quali fu operato il campionamento; i parametri misurati, che non sempre furono gli stessi; i limiti di rilevabilità degli strumenti utilizzati per le determinazioni analitiche. Infine, va anche rilevato che l'esecuzione delle determinazioni analitiche fu affidata a Laboratori diversi.

Nonostante tali differenze, la messe di dati complessivamente acquisiti, costituisce un patrimonio ponderoso di informazioni, idoneo a valutare la congruità degli attuali confini del sito in relazione al suo stato di contaminazione, considerando, in particolare, che esso comprende amplissime zone esterne alle aree in passato sede di importanti insediamenti industriali e da queste stesse spesso anche molto lontane. Infatti, l'esame comparato di tutti i dati disponibili (tra i quali non rientrano, come detto, quelli inerenti alle aree ex industriali delle RFI-Ferrovie dello Stato e al sito Iovino Antonio Salfer s.a.s.) può essere di ausilio a fare chiarezza sulle azioni antropiche che hanno provocato fenomeni di inquinamento e sulle zone ove tali azioni fanno risentire i propri effetti, consentendo, quindi, di individuare le aree ove la presenza di situazioni di contaminazione diffusa può essere attendibilmente esclusa, separandole sia da quelle in cui la contaminazione di origine antropica è conclamata che da quelle ove sarebbe necessario condurre ulteriori indagini.

Ai fini del confronto tra le situazioni riscontrate nei terreni delle diverse zone, sono stati presi in esame, ovviamente, solo gli analiti che, nel corso della campagna di indagine sulle *aree esterne*, presentarono superamenti delle CSC della Colonna A del D.Lgs. 152/2006 e che, contemporaneamente, furono oggetto di misurazione in fase di caratterizzazione delle *aree ex industriali*. Inoltre, non è stato fatto mai riferimento a Diossine e Furani, Fitofarmaci e Idrocarburi C<12, in quanto le relative concentrazioni risultarono sempre inferiori alle CSC appena sopra citate. Infine, dal momento che per il parametro Idrocarburi Policiclici Aromatici furono utilizzati differenti limiti di rilevabilità della misura (LRM) nelle indagini eseguite nelle *aree esterne* da parte dell'ARPA Campania (0,05 mg/kg) e in quelle effettuate nelle *aree ex industriali* (0,01 mg/kg), le medie calcolate sono state uniformate, considerando cautelativamente, in tutte le sub-aree, pari a 0,05 mg/kg le concentrazioni minime rilevate per gli IPA.

I confronti tra i dati disponibili sono stati eseguiti individuando 3 livelli di campionamento, rispettivamente definiti: *suolo superficiale*; *suolo intermedio*; *suolo profondo*. A ciascuno di tali livelli, i rilievi eseguiti nelle singole sub-aree (sia *ex-industriali* che *esterne*) sono stati associati secondo lo schema riportato nella Tabella 15. I campioni relativi al *Suolo superficiale* sono stati considerati,

Livello di campionamento	Arre esterne	Ex ILVA-Eternit	Ex Cementir	Città della Scienza
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Suolo superficiale	C1/C2	Litotipo <i>Riporto</i>	Quota A (Tabella 6)	Quota A (Tabella 7)
Suolo intermedio	C3/C4	Litotipo <i>Riporto</i>	Quota B (Tabella 6)	Quota B (Tabella 7)
Suolo profondo	C5	Litotipo <i>Terreno naturale</i>	-----	-----

Tabella 15.
Associazione
dei livelli di
campionamento tra
le diverse sub-aree.

dunque, corrispondenti ai campioni C1/C2 delle *Aree esterne*, nonché a quelli denominati A sia dell'ex CEMENTIR (Tabella 6) che di Città della Scienza (Tabella 7); per quanto riguarda, invece, l'area ex ILVA-ETERNIT, è stato fatto riferimento alla composizione del litotipo *riporto*, il cui spessore medio era, come detto, di circa 3,5 m.

Questo stesso *riporto* ha costituito anche il riferimento per i campioni del *Suolo intermedio*, confrontando i relativi risultati con i campioni C3/C4, B e ancora B di cui, rispettivamente, alle colonne (2), (4) e (5) della Tabella 15.

Infine, per il *Suolo profondo*, i campioni C5 delle *Aree esterne* sono stati messi in relazione ai suoli di origine vulcanica rilevati nell'area ex ILVA-ETERNIT, al di sotto del *riporto*. Non è stato possibile estendere tale raffronto alle aree ex CEMENTIR e Città della Scienza, per l'indisponibilità di dati.

Per il confronto dei risultati ottenuti per i terreni, è stato possibile avvalersi dei valori medi normalizzati ($V_{m,n}$) e dei valori medi globali normalizzati ($V_{m,g}$) già introdotti al precedente paragrafo 4, provvedendo ad operarne il calcolo anche nelle *aree ex-industriali*. In particolare, le $V_{m,g}$ riferite ai 3 livelli di campionamento sono sintetizzate nella Tabella 16 (nella quale sono evidenziati in rosso i valori superiori all'unità) e rappresentate (insieme per i metalli e gli organici) nella Figura 4.

Come si osserva, le $V_{m,g}$ (e, quindi, le $V_{m,n}$, che per ragioni di brevità non è possibile mostrare) nelle *aree ex-industriali*

sono sempre molto più elevate rispetto a quelle che competono alle *aree esterne*, mediamente di quattro volte per quanto riguarda, in genere, i primi due livelli delle aree ex ILVA-ETERNIT e addirittura di sei volte per il *suolo intermedio* di Città della Scienza.

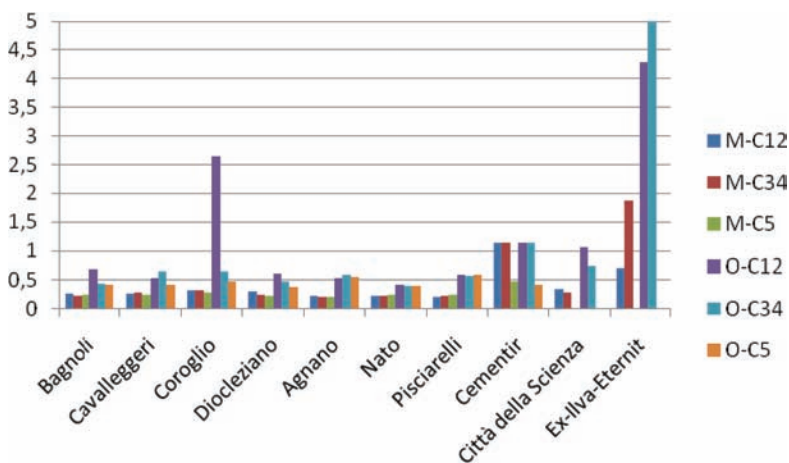
Le informazioni prese in esame nonché i dati e le relative elaborazioni presentati, permettono di ritenere che nelle *aree esterne* a quelle ex *industriali* il grado di contaminazione globale sia di gran lunga più contenuto rispetto a quello riscontrato nelle stesse *aree ex industriali* precedentemente all'avvio degli interventi di bonifica e di messa in sicurezza. Più precisamente, per i terreni (ma anche per le acque di falda, non prese in esame nel lavoro) di ampie zone di tali *aree esterne* i superamenti delle CSC fissate dal D.Lgs. 152/2006 sono dovuti solo ai metalli, i cui tenori, tuttavia, sono molto spesso inferiori ai VFN_i stabiliti per le *aree ex industriali* da parte del MATTM. D'altra parte, la tesi dell'origine naturale di gran parte dei metalli è sostenuta anche nei rapporti conclusivi delle campagne di indagini eseguite.

Per di più, la presenza in misura significativa di composti organici nelle *aree esterne* è stata osservata quasi esclusivamente negli *Ambiti* Coroglio (soprattutto) e Bagnoli, in sondaggi o piezometri ubicati nelle immediate vicinanze delle *aree industriali* ex ILVA-ETERNIT e di Città della Scienza ovvero di aree militari o di servizio di Società operanti nel campo dei trasporti pubblici (Ferrovie, ANM). Ulteriori superamenti dei limiti

Classe parametri	Quota di campionamento	Simbolo	Bagnoli	Cavalleggeri	Coroglio	Diocleziano	Agnano	Nato	Pisciarelli	Ex ILVA-Eternit	Ex Cementir	Città della Scienza
Metalli	C1/C2	M-C12	0,272	0,269	0,333	0,300	0,221	0,225	0,216	1,139	0,335	0,706
	C3/C4	M-C34	0,225	0,284	0,327	0,254	0,212	0,236	0,223	1,139	0,276	1,880
	C5	M-C5	0,244	0,249	0,290	0,226	0,216	0,248	0,252	0,485	---	---
Organici	C1/C2	O-C12	0,699	0,529	2,635	0,620	0,545	0,419	0,604	1,137	1,066	4,287
	C3/C4	O-C34	0,439	0,650	0,659	0,476	0,601	0,396	0,568	1,137	0,741	10,637
	C5	O-C5	0,419	0,419	0,479	0,389	0,552	0,400	0,590	0,411	---	---

Tabella 16. Valori medi globali normalizzati ($V_{m,g}$) relativi ai singoli Ambiti delle Aree esterne e alle Aree ex-industriali.

Figura 4. Valori medi globali normalizzati ($V_{m,g}$) relativi ai singoli Ambiti delle Aree esterne e alle Aree ex-industriali (i simboli della legenda sono quelli della Tabella 16).



normativi, contenuti in termini sia di concentrazione che, soprattutto, di numero di parametri, sono stati rilevati in zone residenziali, senza ravvisare, tuttavia, alcuna continuità areale, per cui possono essere attribuiti a situazioni puntuali e circoscritte, non desuete in ambiti urbanizzati.

Alla luce delle precedenti osservazioni, si ritiene che:

1. possa essere ragionevole provvedere all'estensione all'intero sito dei VFN_t di alcuni metalli, adottando quelli già definiti per i terreni e per le acque di falda delle *aree ex industriali*, peraltro stabiliti a seguito di indagini eseguite in massima parte proprio nelle *aree esterne*;
2. le informazioni disponibili siano sufficienti per distinguere all'interno del

sito *Parti* di territorio con differente grado di contaminazione dei terreni e delle acque di falda;

3. tenendo anche conto delle attuali destinazioni delle singole aree, ed in particolare dell'elevato grado di urbanizzazione di quelle più prossime alla costa, sia possibile distinguere il territorio ricadente negli attuali confini del SIN nelle 4 diverse *Parti* rappresentate nella Figura 5, coincidenti rispettivamente con:

- le *aree ex industriali* (già sede degli insediamenti ILVA, ETERNIT, CEMENTIR e Città della Scienza, indicate con una campitura in colore marrone ed estese 224 ettari, corrispondenti al 22,5% dell'intera superficie), nelle quali è necessario provvedere al completamento degli interventi di risanamento seguendo le procedure, le modalità e la tempistica concordate con il MATTM;
- le porzioni di *aree esterne* ricadenti nell'Ambito Coroglio, assimilabili, per caratteristiche e livello di contaminazione, a quelle *ex industriali* (giallo, 16,5 ettari e 1,7%), nelle quali è ugualmente indispensabile procedere con l'attuazione di interventi di bonifica, nei termini indicati al punto precedente;
- le aree occupate dagli insediamenti militari (ivi compreso quello ex

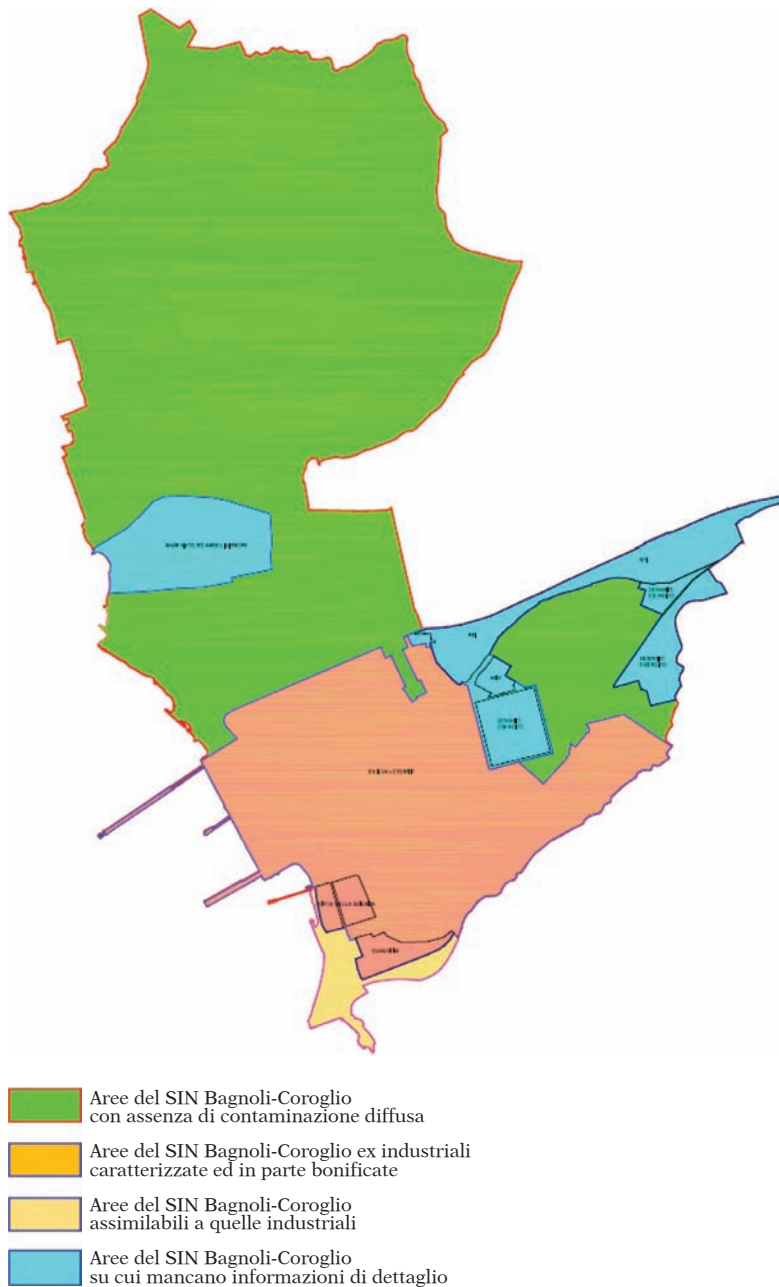


Figura 5.
Ripartizione
del territorio di
Bagnoli-Coroglio in
funzione del grado
di contaminazione e
del relativo livello di
conoscenza.

Nato) e dagli opifici e dai depositi di società di trasporto pubblico (azzurro, 101 ettari e 10,2%), per le quali è necessario sia reperire le ulteriori informazioni già disponibili (RFI-Ferrovie dello Stato) che maggiormente approfondire le attività di caratterizzazione, completando le indagini soprattutto nelle zone ad esse più interne, dal momento che sono soprattutto note le informazioni riferite ai loro perimetri;

- le aree a prevalente destinazione residenziale nonché occupate da specie vegetali (verde, 653,5 ettari e 65,6%), ove è manifesta l'assenza di situazioni di contaminazione diffusa.

Bibliografia

- ARPA (2005) Presenza e diffusione dell'arsenico nel sottosuolo e nelle risorse idriche italiane. *I Quaderni dell'ARPA*.
- Bagnoli Futura S.p.A. (2002) *Piano di caratterizzazione Bagnoli-Coroglio. Relazione geologica, idrogeologica e geochemica*. Dicembre 2002.
- C.C.T.A. – Centro Campano Tecnologie e Ambiente (2007) *Sito CEMENTIR: Piano di caratterizzazione ai sensi del D.M. 471/99 - Report delle attività*.
- C.C.T.A. – Centro Campano Tecnologie e Ambiente (2008) *Sito Fondazione IDIS - Città della Scienza: Piano di caratterizzazione ai sensi del D.M. 471/99 - Report delle attività*.
- Celico P. (2006) *Arenili di Bagnoli-Coroglio (Napoli) – Realizzazione delle opere di messa in sicurezza e di bonifica – Conoscenze idrogeologiche, problematiche di intervento e possibili soluzioni progettuali*. Commissionato da Sviluppo Italia Aree Produttive S.p.A.
- Regione Campania (2012) *Proposta di Piano Regionale di Bonifica dei Siti Inquinati della regione Campania. Bollettino Ufficiale della Regione Campania n. 49 del 6 agosto 2012*.
- Vito M. (a cura di) (2008) *Siti Contaminati in Campania*. Volume predisposto dall'Agenzia Regionale Protezione Ambiente della Campania. ISBN 978-88-96122-02-0.

La bonifica di siti contaminati da amianto: il caso ex Rhodiatoce

Raffaele Cioffi, Francesco Colangelo, Marco de Pertis, Antonio Beneduce

Sono trascorsi oltre venti anni da quando una legge del 1992 ha prescritto misure di decontaminazione e di bonifica delle aree interessate dall'inquinamento da amianto, ma l'ormai quasi secolare utilizzazione dell'amianto rende difficile reperire tutte le documentazioni accertanti la sua presenza e la conseguente possibilità di pianificare un'appropriate attività di bonifica.

L'invadente presenza dell'amianto

Sono trascorsi ormai più di venti anni da quando, nel 1992, fu finalmente emanata in Italia la tanto attesa Legge 257 "Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto" [1] che prescriveva di censire i siti ed i manufatti nei quali fosse stato utilizzato dell'amianto, con il preciso scopo di realizzare delle "misure di decontaminazione e di bonifica delle aree interessate dall'inquinamento da amianto" e, più in generale, per il controllo dell'inquinamento da amianto. Il lungo trascorrere del tempo, dagli albori dell'utilizzo dell'amianto – risalente addirittura ai primi anni venti del secolo scorso – ha avuto come conseguenza l'impossibilità di reperire tutte le documentazioni accertanti la presenza di amianto nei numerosissimi impieghi di edilizia civile ed industriale, così come nei più disparati campi produttivi. L'accertamento, quindi, della presenza di amianto (Figura 1) rende necessaria un'analisi sia qualitativa che quantitativa finalizzata alla determinazione della tipologia e del contenuto ed alla conseguente pianificazione dell'appropriata attività di bonifica.

Se, da una parte, è fuor di dubbio che la promulgazione della succitata Legge 257 e l'emanazione dei successivi decreti e circolari, susseguitesì negli anni [3, 4], finalizzate all'attuazione della legge stessa, hanno costituito un innegabi-

le quanto indispensabile fondamento legislativo, d'altra parte è altrettanto innegabile che permangano aspetti tuttora irrisolti legati ad una problematica molto complessa. Questi ultimi aspetti sono associabili a difficoltà di natura tecnica ed economica. La rilevazione qualitativa e quantitativa delle fibre di amianto aerodisperse o inglobate in "materiali contenenti amianto" (MCA) può essere effettuata con le metodiche riportate nel decreto applicativo della Legge 297, il D.M. 6 settembre 1994 [2]. Tale decreto fornisce chiare indicazioni su come effettuare la classificazione di materiali sospetti, prevedendo come metodiche analitiche per i campioni in massa, con concentrazioni maggiori dell'1% in peso di amianto, la diffrazione dei raggi X (DRX) [7] o la spettroscopia infrarossa (FTIR) [12, 13], mentre la microscopia ottica in contrasto di fase (MOCF) e la microscopia elettronica a scansione (SEM) sono le tecniche deputate alla determinazione delle fibre aerodisperse [8, 9]. Le tecniche di campionamento ed analisi dell'amianto sono tutt'altro che banali ed automatizzabili: richiedono elevata formazione ed esperienza del personale; elementi, questi ultimi, non sempre disponibili in tutti quei laboratori privati che sovente si occupano di analisi finalizzate alla rilevazione della presenza di amianto.

In riferimento agli interventi di bonifica di siti contaminati dalla presenza

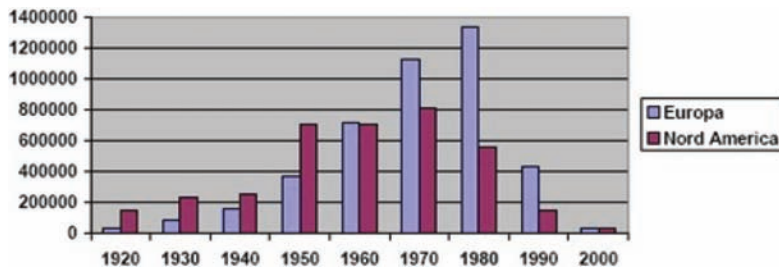


Figura 1. Consumo, in tonnellate, di amianto in Europa ed in Nord America dal 1920 al 2000.

di MCA, il succitato D.Lgs. è particolarmente analitico nella descrizione delle tecniche da adottare, di volta in volta, a seconda del livello di rischio individuato, e rappresenta il principale riferimento per la pianificazione e l'esecuzione di interventi di messa in sicurezza e decontaminazione. Successivamente, a seguito dei numerosi convegni e dibattiti che si sono succeduti a partire dal 1994, sono stati emanati altri disposti legislativi che hanno provveduto a definire meglio ed aggiornare alcuni degli aspetti tecnico-operativi indicati.

In funzione del crescente livello di rischio accertato durante la fase ispettiva, le tecniche di intervento di bonifica da adottare sono state suddivise in tre differenti categorie: incapsulamento, confinamento e rimozione dei MCA.

I MCA sono stati classificati in "friabili" e "compatti" attraverso definizioni semplici e facilmente verificabili. Lo sgretolarsi degli stessi a seguito della pressione delle dita o dell'impiego di utensili ha fatto da discriminare tra le due categorie.

L'incapsulamento, da eseguirsi mediante applicazione di resine sintetiche, e il confinamento, eseguito isolando dall'ambiente circostante i MCA mediante opportuni dispositivi, rappresentano due tecniche che prevedono la permanenza nel sito della fonte di potenziale pericolo, mentre la rimozione prevede l'allontanamento definitivo dei MCA dall'area contaminata. I materiali rimossi, classificabili come "rifiuti contenenti amianto" (RCA), necessitano di

essere successivamente avviati ad una opportuna fase di trattamento o smaltimento.

Ognuna delle tecniche di bonifica descritte presenta vantaggi e svantaggi che devono essere opportunamente valutati in considerazione del livello di rischio accertato, potenziale ed attivato, delle necessarie attività di monitoraggio e manutenzione da svolgersi nel tempo e dei costi necessari.

Il D.Lgs. 256/92 disponeva, inoltre, di avviare una fase di informazione e formazione delle maestranze coinvolte nelle attività di bonifica nonché del personale degli enti pubblici territoriali impegnati nelle attività di ispezione e controllo e imponeva alle Amministrazioni Regionali di predisporre specifici Piani Regionali di pianificazione delle attività da svolgersi sul territorio. I risultati delle attività di censimento programmate dai Piani Regionali hanno, in molti casi, favorito lo svolgersi delle bonifiche, privilegiando le aree a maggiore rischio e di maggiore interesse strategico.

Nel corso degli ultimi decenni, la regione Campania è stata interessata da numerosi interventi di bonifica che hanno riguardato la presenza di grandi quantità di MCA friabili in grandi aziende produttrici di manufatti contenenti amianto (ETERNIT, Italtubi, ecc.), in aziende ferroviarie di costruzione e scoibentazione di vagoni (Breda, Avis, ecc.), nonché industrie petrolchimiche, centrali termoelettriche e manifatturiere che prevedevano coibentazioni di tubazioni e serbatoi attraversati da fluidi caldi.

In questo contesto, uno degli ultimi interventi in ordine di tempo che è stato eseguito e che può essere di interesse per i lettori, in quanto specifico di un sito contaminato oggetto di ripetuti atti vandalici e pertanto con livello di rischio accresciutosi nel tempo, è quello relativo allo stabilimento ex Rhodia-toce.

Gli ex insediamenti industriali in provincia di Napoli

Già dagli anni quaranta, e con particolare sviluppo nell'immediato dopoguerra, l'area dei comuni della periferia di Napoli ha vissuto un intenso svilupparsi di insediamenti industriali che nel tempo hanno ricoperto, in modo fortemente disomogeneo, una vasta superficie complessiva. La presenza di tali opifici, in assenza di un programma organico e sinergico che armonizzasse lo sviluppo sociale del territorio con le esigenze di una così vasta area industriale, ha sostanzialmente condizionato sia la crescita del territorio sia l'operatività degli insediamenti medesimi. Nel tempo, quindi, a partire dagli anni ottanta, tali impianti sono stati spesso abbandonati, lasciando irrisolta tutta una serie di problematiche che, eufemisticamente, sono definite di riqualificazione del territorio. È poi doveroso rilevare che gli insediamenti industriali erano soprattutto aziende petrolchimiche, siderurgiche o energetiche; attività, quindi, che hanno lasciato dietro di sé notevolissimi problemi di smontaggio, demolizioni e bonifiche. Quasi sempre, le figure preposte alla dismissione, committenti ed imprenditori, hanno approcciato lo smontaggio, le demolizioni e le bonifiche spesso disattendendo la normativa in materia di sicurezza e di lotta all'inquinamento e sottovalutando la complessità di tali interventi. Questa sottovalutazione è stata, purtroppo, causa di una serie di incidenti di cui sono state vittime gli operai. Simili tristi esperienze hanno almeno avuto il merito di far comprendere come lo smontaggio, la demolizione e la bonifica di impianti complessi non possano essere affrontati con superficialità. Pensare di poter fare fronte ad attività così articolate e delicate, che riguardano in maniera di-

retta la salute degli operatori coinvolti, con un semplice studio di fattibilità, spesso copiato con approssimazione da altri precedenti, è un modo assolutamente inadeguato per affrontare la bonifica di un impianto petrolchimico o, anche, la semplice demolizione di un edificio abbandonato in condizioni di inagibilità. Negli ultimi anni, grazie allo sviluppo di tutta la normativa relativa alla sicurezza ed alla salvaguardia dell'ambiente [5], l'approccio con il quale vengono oggi affrontate le attività di bonifica è notevolmente progredito. Ha sempre più preso piede l'idea che le bonifiche/demolizioni di siti dismessi necessitino di una progettazione che miri specificatamente a valutare i rischi connessi alle singole attività ed a definire analiticamente le tecniche necessarie all'espletamento di ogni singolo intervento. È certamente possibile evidenziare come il metodo ingegneristico permetta, a tutte le figure coinvolte, di effettuare la bonifica di un manufatto con la dovuta professionalità nel rispetto della normativa vigente. La bonifica di un impianto dismesso richiede una precisa ingegneria di base, che ha lo scopo di descrivere analiticamente le singole attività previste in relazione all'individuazione e mappatura dei rischi specifici e delle misure necessarie per operare nel rispetto dei dettami legislativi connessi alla sicurezza, all'inquinamento e alla gestione dei potenziali materiali tossici e nocivi eventualmente presenti nel sito in esame. Inizialmente, quindi, vengono condotti test ed indagini di campo tesi ad ottenere una precisa mappatura degli inquinanti presenti e dello stato del sito in esame. Dette mappature vengono eseguite anche allo scopo di caratterizzare i rifiuti presenti in area al fine di identificare le corrette procedure per l'avvio degli stessi alle discariche autorizzate prima dell'avvio delle operazioni di bonifica.

Il complesso Rhodiatocce in provincia di Napoli

Premessa

Fra le numerose difficoltà incontrate nel lavoro di bonifica, le prime si sono da subito evidenziate sotto forma dei pericoli, per il personale interessato ai sopralluoghi iniziali, dovuti, alla presenza di pozzetti di ispezione aperti, perché ormai privi di chiusino, a causa dei furti

Figura 2. Condizioni di grave degrado in cui versava lo stabilimento ex Rhodiatocce dismesso.



Figura 3. Lo scempio dei furti di materiale ferroso ha avuto come conseguenza la dispersione di materiale contenente amianto.



di materiale ferroso di cui è stata oggetto tutta l'area dell'insediamento. Proprio in occasione del primo sopralluogo, uno dei tecnici della proprietà, cadde in uno di tali pozzetti procurandosi una frattura all'arto inferiore. Anche quelli che sarebbero dovuti essere dei "semplici" sopralluoghi, furono resi difficoltosi e pericolosi dallo stato di fatiscenza e totale abbandono (Figura 2) in cui versava l'ex insediamento industriale.

Lo stato di abbandono e di decadimento era notevolissimo: i furti di tutto il materiale ferroso asportabile avevano reso l'area ancor più pericolosa in conseguenza del fatto che tutte le tubazioni in ferro erano rivestite di amianto e, per effettuare i furti, erano state tagliate, quindi, sia le tubazioni in ferro che le parti esterne di rivestimento coibente rendendo friabili anche quelle porzioni di amianto che nel tempo si erano conservate compatte. Spesso le tubazioni sono state tagliate in corrispondenza dei punti nei quali queste attraversavano le murature (Figura 3) per poter asportare le parti esterne rimaste libere non potendo con facilità sottrarre le porzioni murate; praticamente quasi tutte le pareti di ogni edificio mostravano gli orifizi delle tubazioni circondati da amianto in avanzato stato di disgregazione.

L'intera area del sito industriale fu sottoposta a provvedimento di sequestro da parte della Procura della Repubblica di Napoli, già nell'anno 2002, in occasione del procedimento giudiziario conseguente alla querela sporta dalle vedove degli operai e dagli ex operai della Montefibre S.p.A. del gruppo Montedison. Il sequestro fu motivato appunto dall'elevato stato di pericolo connesso alla presenza di materiali pericolosi, ed in particolar modo di amianto in avanzato stato di disgregazione, accertato dai NOE (Nucleo Operativo Ecologico dei Carabinieri) attraverso un'attenta ispezione dei luoghi.

Ispezione preliminare

Le prime attività, che sono state svolte nel sito industriale da bonificare, sono state la mappatura del sito stesso ed il censimento dei materiali contenenti amianto. Il D.M. 471 del 1999 prevedeva anche la redazione di un piano di investigazione iniziale. Da tali attività preliminari, è risultato evidente quanto fosse diffusa la presenza di materiali contenenti amianto sia per lo smontaggio degli impianti produttivi trasferiti dalla Rhodiatoce in Piemonte all'inizio degli anni 70, sia per quanto rimaneva ancora all'interno degli edifici. In que-

nei numerosi cunicoli sotterranei. Il sito industriale, come si evince dalla pianta in Figura 4, risultava essere costituito da un insieme di numerose costruzioni ed articolato in modo piuttosto complesso. La particolarità degli edifici che avevano ospitato i diversi impianti produttivi, era tale da non renderli riconducibili ad alcuno standard di edilizia civile o industriale: lo sviluppo del sito risultava essere più verticale che orizzontale.

Descrizione del sito

Lo stabilimento Rhodiatoce occupava una vasta area di circa 160.000 m² (Figura 5) dei quali circa 50.000 m² di superfici coperte, costituite da ben 47 edifici aventi sviluppi orizzontali e verticali diversi.

Di questi 47 edifici, ben 35 erano ad un solo piano ed i rimanenti 12 erano a più piani e molti fra essi erano intercomunicanti. Fra i primi 35, ve ne erano 17 non comunicanti con altri edifici ed i rimanenti 18 comunicavano, invece, fra essi stessi e con quelli a più livelli.

La quasi totalità degli edifici comunicava, in sotterraneo, con una ramificata serie di cunicoli (Figura 6) ai quali si poteva accedere attraverso numerosi pozzetti di ispezione. Questi cunicoli erano stati realizzati soprattutto per il passaggio delle condotte degli impianti termici al servizio degli edifici. Proprio l'elevato contenuto di amianto sotto forma di rivestimento delle tubazioni presenti in tali cunicoli era stato, in realtà, sottostimato in una prima disamina, più approssimata, dell'area.

Questa iniziale sottovalutazione condusse, nella ripartizione in lotti del lavoro di bonifica, ad una suddivisione in tre parti delle quali l'ultima, relativa proprio ai cunicoli, era stata creduta molto minore delle restanti altre. Il nucleo principale dell'impianto era costituito da grossi capannoni ad un piano e da 19 edifici

Figura 4.
Rappresentazione
in pianta del
sito industriale
Rhodiatoce.

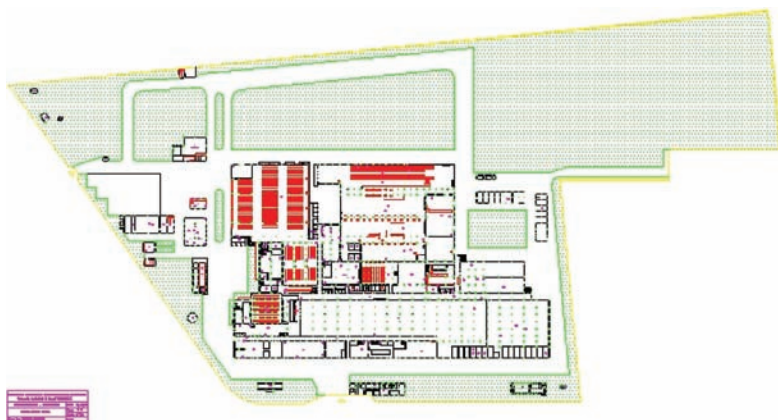


Figura 5.
Fotografia aerea
del sito industriale
Rhodiatoce.

sti ultimi, le condotte ancora esistenti erano tutte ricoperte di coibentazione, così come altro amianto era presente anche lungo i muri perimetrali esterni e

Figura 6. Cunicoli sotterranei di comunicazione fra gli edifici.



ad uno o più piani strettamente interconnessi, spesso contigui. Le tipologie di questi ultimi erano le più disparate: edifici anche di ben quattro livelli, alcuni di dimensioni limitate e, fra i capannoni, alcuni avevano un'estensione superficiale di oltre 3.500 m². Molti di questi edifici, in pessimo stato di abbandono, avevano canali nel pavimento, nei quali sono stati rinvenuti ulteriori materiali contenenti amianto. L'intera opera di bonifica, quindi, si prospettava di particolare complessità: risultava indispensabile una corretta progettazione che articolasse in modo appropriato i lunghi tempi di intervento. Questi ultimi si sarebbero, però, potuti ridurre se ci si fosse avvalsi di una sinergia di attività che consentisse una contemporaneità di più azioni con una attenta visione generale delle attività da svolgere. L'attività di bonifica sarebbe potuta cominciare, negli edifici che circondavano il corpo centrale, contemporaneamente alle attività riguardanti le zone di intervento più complesse con distinte squadre di operai. A condizione, tutto questo, di individuare le zone di intervento tenendo conto dello specifico obiettivo di non creare interferenze tra le attività di bonifica in una di esse e di sopralluoghi preliminari in un'altra.

Attività propedeutiche

Diserbaggio. La presenza di erba ed arbusti che ricoprivano le aree esterne

dell'insediamento comportò la necessità di una preventiva rimozione per permettere l'attività di mappatura iniziale. Le piante rampicanti e le erbacce cresciute oltremodo non solo impedivano l'accesso ed il transito nei viali interni del complesso industriale, ma occultavano anche la presenza di pozzi e tombini resi pericolosi dall'assenza dei chiusini sottratti nel corso del tempo. L'asporto di erbacce ed arbusti, in una prima fase riguardò soltanto i viali e non l'interno degli edifici o le aiuole sulle quali erano presenti materiali contenenti amianto; e pertanto interessate dalle successive fasi di bonifica.

Messa in sicurezza delle aree scoperte. Le aree scoperte del complesso industriale erano costituite non solo da strade interne ancora pavimentate ed in condizioni accettabili, ma anche da aiuole e aree verdi di svariate estensioni. L'attività di mappatura permise di verificare che le aiuole e le aree a verde non necessitavano di particolari precauzioni di messa in sicurezza; invece, lungo le strade interne i tombini erano quasi sempre privi dei rispettivi chiusini così come erano in condizioni di pericolo anche i profondi canali presenti intorno ad alcuni degli edifici. Fu quindi necessario provvedere sia alla chiusura dei tombini con gli appropriati chiusini che alla segnalazione della presenza dei fossati precedentemente messi in sicurezza.

Monitoraggi ambientali. Il complesso industriale fu negli anni soggetto alla crescita urbanistica della zona e di conseguenza circondato da numerosi edifici in gran parte destinati a civile abitazione. Tale circostanza rese necessario, in aggiunta ai presidi di sicurezza usualmente previsti dalla normativa, anche un attento controllo della qualità dell'aria reso possibile da una rete di monitoraggi ambientali sia precedenti l'inizio delle attività di bonifica, sia durante il loro progressivo svolgimento. Il piano dei monitoraggi prevede la

realizzazione di una rete di prelievi intorno al sito effettuati, di volta in volta, in funzione della direzione del vento prevalente. I monitoraggi furono effettuati quotidianamente avvalendosi della metodica della Microscopia Ottica in Contrasto di Fase (MOCF) con almeno due prelievi al giorno per l'intero periodo lavorativo. Inoltre, con frequenza settimanale furono effettuate verifiche con microscopia elettronica a scansione (Scanning Electron Microscopy, SEM) e spettrometria a dispersione di energia (Energy Dispersive Spectrometer, EDS), effettuando i prelievi in prossimità di quelli effettuati per l'analisi MOCF in modo tale da poter disporre dei necessari riscontri analitici.

Metodologia di lavoro

Alla luce della complessa organizzazione del lavoro di bonifica, fu valutato di articolare il lavoro in tre parti, relative ciascuna a tre diverse aree di edifici sui quali intervenire. La prima parte riguardò gli edifici perimetrali rispetto al complesso centrale; la seconda parte riguardò il complesso centrale di edifici e capannoni; la terza parte riguardò le condotte sotterranee ed i cunicoli. Quest'ultima era stata inizialmente stimata come la parte più piccola ma, lo svolgimento delle attività nei cunicoli rivelò un'iniziale sottostima della quantità di materiale contenente amianto presente nelle condotte sotterranee. Nella prima parte ci si riferì ad un gruppo di edifici situati intorno al gruppo centrale e costituiti da piccole strutture di un unico piano, fatta eccezione per due edifici di due livelli e da un pozzo di elevato sviluppo verticale. Ciascuno degli edifici costituiva una struttura autonoma, spesso comunicante con altre strutture dell'impianto, per mezzo di condotte interrate visibili soltanto dall'interno degli edifici stessi.

La bonifica delle strutture costituenti la prima parte del piano, venne, a propria volta, suddivisa in due fasi: la prima riguardò la bonifica degli edifici posti a destra del viale interno che si dipartiva dall'ingresso principale; la seconda riguardò la bonifica degli edifici giacenti sul lato opposto sinistro rispetto al viale interno, in posizioni quasi simmetriche rispetto ai primi. Quest'ulteriore suddivisione permise una gestione ottimale ed un miglior controllo delle attività, verificabili da parte dell'organismo di controllo preposto dalla ASL, anche in considerazione della elevata estensione del sito. Le aree vennero delimitate da barriere metalliche e furono poi rese disponibili, dopo la bonifica, per la restituzione, successivamente agli accertamenti compiuti dall'organismo di controllo. Durante lo svolgimento delle operazioni di bonifica, effettuate nella prima parte della suddivisione, furono messi a punto i piani di lavoro relativi alle parti due e tre inerenti il gruppo di edifici del corpo centrale e le condotte interrate. Per ciascuno degli edifici della prima parte, l'attività di bonifica interessò il materiale contenente amianto sia in forma di matrice compatta che in forma di matrice friabile, come coibentazione delle tubazioni ancora presenti nonché di quelle situate nei cavedi o fossati fino alla totale rimozione dagli eventuali cunicoli di adduzione. Anche le aree esterne agli edifici rivelarono la presenza di materiale contenente amianto sparso sul terreno. La rimozione di tali rifiuti prevede anche l'asporto del primo strato di terreno che poteva essere stato contaminato durante le fasi di dismissione degli impianti.

Si può ben immaginare come un lavoro così vasto e protratto nel tempo possa essere stato oggetto di aggiustamenti in corso d'opera: fra i piani di lavoro inizialmente redatti, per alcuni fu necessaria un'integrazione, nel rispetto dell'articolo 34 del D.Lgs. n. 277 del

Figura 7. Utilizzo del Glove-bag.



15 agosto 1991 [3] relativo, appunto, ai lavori di demolizione e di rimozione dell'amianto. Le metodologie di rimozione vennero ottimizzate in funzione della tipologia di materiale contenente amianto che doveva essere asportato. Ad esempio, per quanto riguarda la rimozione dei materiali isolanti contenenti amianto, installati a coibentazione delle tubazioni che correvano nei locali interrati di alcuni fabbricati, venne ritenuto appropriato l'uso della tecnica del "glove bag", allo scopo di minimizzare l'esposizione degli operatori. Inizialmente si procedette alla messa in sicurezza dei percorsi operativi mediante la realizzazione di parapetti lungo le rampe di accesso agli scantinati, ed a dotare le aree di lavoro di idonea illuminazione; successivamente si effettuò una pulizia grossolana dei locali con l'allontanamento degli elementi ingombranti, e dei rifiuti ivi giacenti. Le aperture degli scantinati verso l'esterno, quali griglie, porte e finestre, furono sigillate con doppio telo di polietilene, in modo da preservare l'ambiente esterno da eventuali fuoriuscite di fibre dovute a cause accidentali. Dopo le opere provvisorie descritte, venne eseguito l'intervento di rimozione della coibentazione utilizzando la tecnica del glove bag (celle di polietilene dotate di guanti interni per l'esecuzione dei lavori, Figura 7). Questi glove bag furono applicati in modo da confinare interamente i tratti di tuba-

zioni dalle quali rimuovere la coibentazione, sigillando ermeticamente tutte le aperture.

Prima dell'installazione, il glove bag fu dotato di tutti gli attrezzi a perdere, quali cesoie, raschietti, forbici e spazzole e fu sistemato lungo la tubazione e collegato ad un aspiratore dotato di filtro ad alta efficienza (High Efficiency Particulate Air, HEPA) e ad uno spruzzatore di soluzione inglobante attraverso ugelli predisposti. La rimozione dell'amianto avvenne, dunque, mediante imbibizione del coibente, rimozione con cesoie e raschietti, e successiva spazzolatura ad umido della superficie da decontaminare; infine furono applicate resine acriliche per l'inglobamento di eventuali fibre residue. Al termine del lavoro, il glove bag venne messo sottovuoto collegando l'ugello inserito in precedenza all'aspiratore munito di filtri HEPA. La cella di contenimento venne aspirata, pressata e "strozzata" con doppio legaccio e nastro adesivo tenendo all'interno il materiale rimosso nella parte bassa del sacco. Le celle vennero poi svincolate, rimosse e confezionate negli appositi sacchi big-bag omologati ONU (Figura 8) per essere trasferite alla zona di deposito temporaneo opportunamente allestita. Al termine delle operazioni di bonifica, con confinamenti ancora in opera, furono effettuati i monitoraggi ambientali degli ambienti bonificati, uno per ciascun comparto d'intervento con analisi in microscopia S.E.M. (cfr. paragrafo sui monitoraggi ambientali). I teli di confinamento rimossi a seguito della restituibilità dell'area di lavoro, furono confezionati e smaltiti come materiali contenenti amianto. Per le procedure di svestizione e decontaminazione del personale di bonifica, veniva utilizzata un'unità di decontaminazione del personale (UDP) mobile, installata all'uscita di ciascun lotto di intervento.

Come precedentemente accennato, i materiali contenenti amianto presenti nel

Figura 8. Sacchi big-bag omologati ONU per il confezionamento di materiali contenenti amianto.



Figura 9. Baderne in avanzato stato di disgregazione.



complesso industriale Rhodiatocce erano costituiti prevalentemente da baderne (Figura 9): strati di coibentazione delle tubazioni metalliche che trasportavano fluidi caldi, comunemente denominati "trecce". Erano poi presenti anche cuffie isolanti in tela di amianto e trecce di amianto a fibra lunga avvolto a torciglione e sostenuto da rete metallica a maglia larga; guarnizioni circolari; lastroni in cemento amianto destinati alla copertura di canali; pavimentazioni in vinil-amianto meglio conosciuto come linoleum e, finanche, sciacquoni per servizi igienici ricoperti di impasto contenente amianto. La maggior parte di questi materiali si trovava all'interno degli edifici, disseminata sui pavimenti o sversata all'interno dei numerosi canali presenti in quasi tutti gli edifici. L'attività di bonifica fu quindi prevalentemente costituita dalla rimozione raccolta e confezionamento ai sensi della normativa vigente di ma-

Tabella 1. Bonifica stabilimento ex Rhodiatocce, Viale Europa, Casoria, Napoli.

Riepilogo smaltimenti										
CER	17.06.01	17.06.03	15.02.02	17.06.05	17.04.05	17.09.04	15.01.02	15.01.03	16.06.01	15.02.03
Anno 2006	156.676	17.000	160	3.100	0	0	0	0	0	0
Anno 2007	659.523	64.015	730	75.620	13.210	377.860	17.650	37.110	140	30
Totali	816.199	81.015	890	78.720	13.210	377.860	17.650	37.110	140	30

teriali contenenti amianto presenti nelle disparate tipologie precedentemente descritte. Nell'ambito dell'intervento complessivo, oltre ai rifiuti contenenti amianto o da essi contaminati, furono asportati anche tutti quei materiali da demolizione che giacevano in sito. Ovvero, inerti e ferro prodotto dalla dismissione degli impianti e imballaggi in legno, plastica ecc. residui dell'attività produttiva. Data la commistione dei rifiuti fra loro, fu pertanto necessario effettuare delle accurate operazioni di cernita, e talvolta, per effetto della diffusione incontrollata dell'amianto nel sito, delle ulteriori operazioni di lavaggio e bonifica. I quantitativi di materiale smaltito nei due anni di attività di bonifica sono indicati nella Tabella 1, espressi in chilogrammi, suddivisi in base alla classificazione CER (Catalogo europeo dei rifiuti) fornita di seguito:

- materiali isolanti contenenti amianto – codice CER 170601;
- legno – codice CER 170201;
- miscugli o scorie di cemento, mattoni, mattonelle e ceramiche, diverse da quelle di cui alla voce 170106 – codice CER 170107;
- rifiuti metallici – codice CER 020110;
- materiali da costruzione contenenti amianto – codice CER 170605*;
- altri materiali isolanti diversi da quelli di cui alle voci 170601 e 170603 – codice CER 170604;
- plastica – codice CER 170203.

I rifiuti in elenco furono pertanto gestiti secondo normativa vigente [6] e destinati agli impianti all'uopo autorizzati per le specifiche tipologie, in particolare, i

materiali isolanti contenenti amianto “CER 170601” furono trasportati alle piattaforme milanesi di stoccaggio e smistamento per poi essere trasferiti agli impianti transfrontalieri di smaltimento finale, i materiali da costruzione contenenti amianto “CER 170605” furono invece destinati direttamente alle discariche italiane.

Gestione e trattamento dei rifiuti contenenti amianto: stato dell'arte

La gestione dei rifiuti contenenti amianto (RCA) ha rappresentato, e, purtroppo, rappresenta ancora, uno degli aspetti più delicati riguardo l'intero processo di bonifica.

La rimozione dei MCA, molto spesso necessaria, ha prodotto ingenti quantità di RCA provenienti sia da siti contenenti materiali friabili contaminati che da edifici e capannoni pubblici o privati con componenti edilizi considerati “materiali compatti”. In entrambi i casi i RCA, pur essendo caratterizzati da un differente grado di pericolosità, devono essere adeguatamente smaltiti [10] oppure sottoposti a trattamento di inertizzazione [11].

La ritardata emanazione del D.M. 248, che definisce e regola i processi di trattamento autorizzabili, e l'urgente necessità di gestire ingenti quantità di rifiuti hanno fatto sì che la quasi totalità di RCA fino ad ora prodotti è stata conferita in discarica, mentre solo quantità più ridotte sono state avviate ad impianti di trattamento che consentono la completa distruzione morfologica e mineralogica delle specie fibrose pericolose. Questi ultimi impianti hanno operato e operano attivamente solo in paesi stranieri e soltanto esperienze pilota sperimentali sono state sviluppate in Italia.

Il D.M. 248 classifica i processi di inertizzazione in due grandi categorie: quel-

li che riducono la capacità delle fibre asbestiformi di liberarsi nell'atmosfera (Tabella A: Processi di trattamento per i rifiuti contenenti amianto finalizzati alla riduzione del rilascio di fibre) e quelli che prevedono la distruzione chimica e morfologica delle fibre stesse (Tabella B: Processi di trattamento per i rifiuti contenenti amianto finalizzati alla totale trasformazione cristallochimica dell'amianto). Questi ultimi si fondano sulle conoscenze che si sono consolidate negli ultimi anni e che sono associate ai risultati delle trasformazioni che le lunghe catene dei minerali silicoalluminatici (amianto anfibolo e serpentino) possono subire a seguito di trattamenti termici (ceramizzazione, clinkerizzazione e fusione), meccanici (macinazione ad elevata energia) e chimici (trattamenti con soluzioni fortemente aggressive) [12].

In conclusione, si può ritenere che appare remota la possibilità che un percorso virtuoso dei minerali asbestiformi (fibrille pericolose) verso scorie amorfe o componenti ceramici innocui si possa sviluppare completamente in tempi rapidi.

Il costo degli impianti e la ritardata fase autorizzativa potrebbero orientare l'applicazione delle tecnologie di trattamento dei RCA solo verso le bonifiche dei siti fino ad ora destinati alla messa a dimora dei RCA.

Bibliografia

1. Legge 27 marzo 1992, n. 257 “Norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto”. Pubblicata sul supplemento ordinario alla *Gazzetta Ufficiale* n. 87 del 13 aprile 1992 – Serie generale.
2. D.M. 6 settembre 1994 “Normative e metodologie tecniche di applicazione dell'art. 6 comma 3 e dell'art. 12 comma 2 della legge 27 marzo 1992, n. 257, relativa alla cessazione dell'impiego dell'amianto”, Ministero della Sanità.
3. D.Lgs. 15/08/1991, n. 277 Attuazione delle direttive n. 80/1107/CEE, n. 2/605/CEE, n. 83/477/CEE, n. 86/188/CEE e n. 88/642/CEE, in materia

- di protezione dei lavoratori contro i rischi derivanti da esposizione ad agenti chimici, fisici e biologici durante il lavoro, a norma dell'art. 7 della legge 30 luglio 1990, n. 212.
4. D.Lgs. 9 aprile 2008, n. 81 "Attuazione dell'articolo 1 della legge 3 agosto 2007, n. 123, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro".
 5. D.Lgs. 3 agosto 2009, n. 106 "Disposizioni integrative e correttive del decreto legislativo 9 aprile 2008, n. 81, in materia di tutela della salute e della sicurezza nei luoghi di lavoro". Testo Coordinato.
 6. D.M. 27 settembre 2010, Definizione dei criteri di ammissibilità dei rifiuti in discarica, in sostituzione di quelli contenuti nel decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio 3 agosto 2005. *Gazzetta Ufficiale* n. 281 dell'1 dicembre 2010.
 7. De Stefano L., Buccolieri G., De Luca F. (1998) Principali tecniche analitiche per la determinazione del contenuto di amianto in matrici complesse tramite diffrazione a raggi X, *Rifiuti Solidi*, Marzo-Aprile 1998.
 8. De Stefano L., Palumbo M., Cioffi R. (2004) *L'amianto: campionamento per il monitoraggio qualitativo della presenza d'amianto nei materiali e delle fibre aerodisperse nell'ambiente*. Franco Angeli, ISBN: 978-88-464-5424-3, 160.
 9. De Stefano L., Cioffi R., Colangelo F., Russo L. (2011) L'inquinamento da fibre di amianto in ambiente indoor and outdoor: pericolo scampato o minaccia incombente? Strategie e metodiche per il monitoraggio. 3° *Incontri Mediterranei di Igiene Industriale*, Napoli 6 ottobre 2011.
 10. D.M. del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio 29 luglio 2004, n. 248: "Regolamento relativo alla determinazione e disciplina delle attività di recupero dei prodotti e beni di amianto e contenenti amianto". *Gazzetta Ufficiale* n. 234 del 5 ottobre 2004.
 11. Decreto Ministero Sanità 20 agosto 1999 "Ampliamento delle normative e delle metodologie tecniche per gli interventi di bonifica, ivi compresi quelli per rendere innocuo l'amianto, previsti dall'art. 5, comma 1, lettera f), della legge 27 marzo 1992, n. 257, recante norme relative alla cessazione dell'impiego dell'amianto. *Gazzetta Ufficiale* n. 249 del 22 ottobre 1999.
 12. De Stefano L., Cioffi R., Colangelo F. (2012) Comparison between Two FT-IR Spectroscopy Analytical Procedures for Micrograms Determination of Asbestos Species in Bulk Materials. *American Journal of Analytical Chemistry*, 2012, 3, 1-5 doi:10.4236/ajac.2012.31001 Published Online January 2012 (<http://www.SciRP.org/journal/ajac>).
 13. Colangelo F., Cioffi R., Lavorgna M., Verdolotti L., De Stefano L. (2011) Treatment and recycling of asbestos-cement containing waste. *Journal of Hazardous Materials*, 391-397.

Un esempio concreto, la bonifica intelligente della Ruhr

Pietro Greco

Lo sviluppo dei limiti. Sono passati quasi vent'anni da quando Giorgio Ruffolo, economista di vaglia e tra i migliori ministri dell'ambiente che l'Italia abbia avuto, scriveva, con la solita profondità, leggerezza e ironia, un libro di critica alla crescita insostenibile e che già dal titolo è un'indicazione: *Lo sviluppo dei limiti*. La sostenibilità ecologica e sociale può essere raggiunta solo se trasformiamo i vincoli in opportunità, i limiti in sviluppo appunto, sosteneva Ruffolo, cercando di andare oltre la fase dell'analisi e della denuncia, contenute nel rapporto realizzato venti anni prima dai coniugi Meadows per il Club di Roma e intitolato, appunto, *I limiti dello sviluppo*. I siti inquinati – come quelli di Bagnoli alle porte di Napoli, di Casale Monferrato, di Taranto, di Porto Marghera, di Gela, di Porto Torres – costituiscono, appunto, uno dei limiti dello sviluppo dell'economia industriale.

Le bonifiche di questi siti sono il primo passo di uno "sviluppo dei limiti" che dovrebbe portare a una riqualificazione ambientale di queste aree e a una nuova economia, socialmente ed ecologicamente sostenibile, fondata sulla conoscenza.

Non è utopia. È già stato fatto altrove. Le aree abbandonate e inquinate dalle industrie sono state occasione di un nuovo sviluppo, a Manchester come a Liverpool, a Barcellona come a Bilbao o nella stessa Torino. Tutte queste città

sono state capaci di trasformare i limiti in sviluppo. Ma l'esempio più eclatante è, forse, quello della regione della Ruhr, in Germania. Anzi, della Ballungsraum Ruhrgebiet (l'agglomerato della Ruhr) che, con i suoi 5,3 milioni di abitanti raccolti in appena 4.535 km² fra le città di Duisburg, Essen e Dortmund, è una delle aree più intensamente popolate d'Europa.

La storia recente di quest'area è un clamoroso esempio di sviluppo dei limiti che vale la pena ricordare. E, magari, cercare di imitare.

«Ancora negli anni settanta [del secolo scorso, ndr], la Ruhr – scrive Fabrizio Bartaletti, docente di geografia all'Università di Genova, in un libro, *Le aree metropolitane in Italia e nel mondo*, pubblicato nel 2009 – era una cupa regione industriale, irta di ciminiere, nera di fumo, con mucchi di scorie di carbone, corsi d'acqua limacciosi, grandi città con scarsi servizi e una struttura economica basata sull'estrazione del carbone, la produzione di energia e l'industria pesante».

Ancora negli anni '70 del XX secolo la Ruhr aveva un'anima nera. In senso letterale: una patina di fuliggine che ne ricopriva le case, le campagne, i boschi. L'area aveva avuto in passato un ruolo di importanza strategica: con le sue miniere di carbone, le sue fabbriche di acciaio e la sua forte e qualificata classe operaia. Fu anche occupata dalla Francia (e dal Belgio) quando la Germania,

dopo la prima guerra mondiale, non fu più in grado di pagare i debiti di guerra. E l'occupazione, che è del 1923, ebbe un ruolo mica da poco nel creare le condizioni per lo scoppio di un secondo, grande conflitto planetario.

La Ruhr ha perso la sua anima nera (di fuliggine, ma anche di degrado ambientale e sociale) tra il 1960 e il 1995, quando in rapida progressione ha visto chiudere quasi tutte le sue miniere, le sue cokerie e le sue acciaierie. La vecchia anima si è portata dietro anche l'occupazione. A spasso si sono ritrovati il 14,9% degli adulti in età da lavoro a Duisburg e il 15,6% a Gelsenkirchen. Le sole aree industriali che sono state dismesse occupano 6.000 ettari di terreno: pari, per fare una comparazione, al 70% delle aree industriali che la Germania federale di Helmut Kohl ha ereditato dalla ex Ddr (la Germania dell'Est), dopo la caduta del Muro di Berlino e la riunificazione.

Ebbene negli ultimi venti anni la Ruhr è stata oggetto – anzi, soggetto – del più grande, ricco, creativo progetto di riconversione di tutta Europa e forse del mondo. Un'operazione inedita di ricostruzione dell'anima di un territorio.

Come ha fatto la Ruhr a dotarsi di una candida anima ecologica ed economica, dopo aver perso quella nera delle miniere e delle industrie pesanti? È molto semplice. È passata da un'economia fondata sul carbone a un'economia fondata sulla cultura. Riqualficando il tessuto urbano, migliorando i servizi, risanando i corsi d'acqua, sistemando a verde pubblico le aree abbandonate dall'industria, trasformando cumuli di nero carbone in verdi colline, realizzando centinaia di chilometri di piste ciclabili, strutture sportive (come l'Alpincenter di Bottrop, con una pista da sci indoor lunga 640 m), musei, teatri, spazi espositivi, centri commerciali, scuole, università. E tutto questo recuperando in pieno gli antichi tassi di occupazione.

Con la cultura – lungo l'asse ad alta conurbazione Duisburg, Essen, Dortmund – si mangia. Eccome!

Ma conviene raccontarla ancora più in dettaglio, questa storia.

Perché fino al 1918 – fino all'altro ieri – nella zona di cultura non solo ce n'era poca. Ma era addirittura bandita. Messa fuori legge. In senso letterale: la Ruhr non poteva, per legge, ospitare un'università. I minatori, gli operai e i loro figli non dovevano essere distratti dalla cultura, per evitare che con la cultura crescesse la consapevolezza della loro condizione (una volta si diceva, coscienza di classe) e aumentassero le richieste sindacali. Occorre attendere il 1965 e l'intervento diretto di Willy Brandt, il cancelliere socialdemocratico, perché la legge fosse cambiata e la Ruhr vedesse nascere il primo ateneo. A Bochum, per la precisione.

Dopo la crisi del carbone e dell'acciaio, consumatesi definitivamente all'inizio degli anni '90, i responsabili del *Land* si sono messi a tavolino e si sono posti la classica domanda: che fare? La risposta, come recita un documento del Dipartimento di Architettura e Urbanistica dell'Università di Bari, è stata:

1. Migliorare il clima sociale e l'offerta culturale, rilanciando l'attività di studio e di ricerca, con lo scopo specularmente opposto a quello della Prussia degli Hohenzollern: creare una nuova sensibilità – una nuova cultura, nel senso che Umberto Eco definisce antropologico – della qualità sociale e ambientale e delle potenzialità dell'area. In breve: in un'area più piccola della provincia di Roma sono sorte 15 (sì, 15) università.
2. Riqualficare l'ambiente fisico, con una serie di bonifiche delle aree inquinate, l'estensione delle aree alberate, la pulizia delle acque per migliorare la qualità della vita delle persone che vivono e lavorano nell'area; delle persone che sono attratte dall'area e

vengono per lavorare, creando nuove imprese, ma anche per risiederci: per la fauna e la flora che sono tornate, letteralmente, a respirare.

3. Cambiare la specializzazione produttiva della Ruhr, puntando su nuove imprese piccole e medie, ma tutte altamente qualificate, capaci di produrre hi-tech o di fare industria creativa.

A realizzare tutto questo sono state le istituzioni locali, che hanno agito in due modi: concentrando grandi investimenti pubblici (in termini di svariati miliardi di euro) in cultura, educazione, qualità ambientale, creazione di un nuovo senso di comunità; ma abbandonando ogni velleità centralista e lasciando che le idee di rinascita nascessero e si affermassero da sole. Dal basso.

Hanno, in pratica, creato un ambiente adatto all'innovazione.

E l'innovazione, in tempi brevi, è effettivamente arrivata.

Un esempio ci fornirà un'idea meno astratta di cosa intendiamo: quello dell'IBA Emscher-Park, un'area del bacino vasta 320 km². Un vasto sito industriale dismesso che andava riqualificato. Nel 1991 il governo regionale del Nordrhein-Westfalen ha creato una società, l'IBA Emscher-Park, con il compito di guidare l'operazione.

La società non aveva alcun potere decisionale. Né poteva dispensare quattrini. Poteva svolgere – e ha svolto – solo un'opera di consulenza. Raccogliendo progetti “dal basso” (350) e consigliandone la selezione. I 70 progetti che sono stati scelti sono stati poi integrati nel piano di sviluppo del *Land*.

I risultati di questa semplice operazione di stimolo e valutazione sono venuti subito. Già nell'estate del 1994 è stato aperto al pubblico il Duisburg-Nord Country Park, un'area multifunzionale in cui edifici industriali, culturali e boschi si inseguono in una teoria senza confini. Il vecchio gasholder, per esem-

pio, con una capacità di 20.000 m³, è stato riempito di acqua ed è diventato il più grande centro artificiale di attività sub d'Europa; il bunker, che una volta serviva per lo stoccaggio dei minerali, è stato trasformato in un giardino per l'alpinismo; l'altoforno dell'acciaieria nella torre panoramica da cui oggi si può ammirare tanta meraviglia.

Alla fine dell'operazione (anno 1999) e degli investimenti (2 miliardi di euro): l'Emscher-Park era stato trasformato da un territorio informe e inquinato in una rete di parchi collegati tra loro da canali navigabili (erano fogne a cielo aperto, sono stati ripopolati da pesci e dotati di un sistema di fitodepurazione) e da piste ciclabili; gli antichi corpi industriali sono stati in parte recuperati e valorizzati, creando al loro interno una serie di musei dinamici e di centri di attività culturali varie; sulla base di bandi nazionali e anche internazionali sono stati creati parchi commerciali e soprattutto parchi tecnologici, con nuove imprese ad alta intensità di conoscenza e/o di creatività; è stata completamente riqualificata l'edilizia residenziale.

Dopo il 1999 il coordinamento delle attività è stato affidato dal KVR (l'Associazione intercomunale della Ruhr). Scrive la rivista *Ecoturismo*: «L'opera urbanistica più interessante è quella del porto fluviale di Duisburg, ridisegnato da Norman Foster come borgo residenziale sull'acqua: nell'ansa del canale, diviso da una diga, è stata ricavata un'arena e il maggiore mulino è stato adibito a museo d'arte contemporanea. All'altro lato di Duisburg, l'ex ferriera Meiderich è ora il Landschaftspark con teatri, ristoranti, negozi, area espositiva, palestra di roccia sulla parete di un silos e piscina per immersioni in un gasometro».

Ma sviluppi analoghi si sono avuti in tutta la Ruhr. Se Duisburg è la città del grande parco, Dortmund, una volta città di minatori, si è proposta ed è stata scelta come capitale europea della

cultura del 2010. La vecchia cokeria ad alto tasso di inquinamento, dismessa nel 1992, è oggi un museo. Anzi, il nodo di un'intera rete di musei che comprende quelli della birra, dell'opera, della prosa, di Ostwall, di Adleturme, infine, il Dasa: il più grande museo del mondo dedicato alla sicurezza e all'antinfornistica.

Le due città, Duisburg e Dortmund, saranno presto collegate da una pista ciclabile, larga 5 metri e lunga 60 km, tutta in piano, senza incroci e ben illuminata anche di notte. Si tratta di uno solo dei tratti di una rete di piste ciclabili lunga complessivamente 7.700 chilometri che il *Land* del Nordreno-Westfalia, intende costruire investendo 1 miliardo e 400 milioni di euro.

Ma, come scrive ancora la rivista *Ecoturismo*: «L'intervento più singolare nella zona è quello del gasometro di Oberhausen, adibito a gigantesco centro espositivo con un osservatorio a 170 m di altezza. Nei dintorni sono stati realizzati il maggiore acquario tedesco, un luna park, un'arena, uno shopping centre e una *promenade* con ristoranti, bar e discoteche».

E non è finita. Perché c'è ancora Essen. L'autentico capolavoro della Ruhr è infatti la Zollverein di Essen: la maggiore miniera di carbone d'Europa, dichiarata dall'Unesco patrimonio dell'umanità, convertita in un centro multifunzionale. Nella fornace, l'architetto inglese Norman Foster ha allestito il Red Dot Design Museum. In altri edifici è stata creata un'intera costellazione di centri congressi, fiere, teatri, film studio e ristoranti. Nel corpo centrale della miniera, il percorso della lavorazione del carbone è stato affiancato da spazi espositivi.

In breve, la Ruhr oltre che (anzi, proprio perché) centro di nuova industria, tecnologica e culturale, è diventata una vera e propria attrazione turistica. Ogni anno otto milioni di turisti (il doppio, per intenderci, di quelli che visitano gli scavi di Pompei) vanno a vedere con i propri occhi la nuova anima (candida e colta) della Ruhr. Portando quattrini a chi, con la conoscenza e la qualità ambientale, fa quattrini. A chi ha saputo trasformare dei limiti (e che limiti!) in sviluppo.



Progetti e attività di AMRA

In questa rubrica informiamo sulle principali iniziative e progetti in corso da parte di AMRA Scarl nelle sue collaborazioni internazionali

a cura di Eugenio Chioccarelli, Ludovica Elefante, Iunio Iervolino

Progetto STRIT – Strumenti e Tecnologie per la gestione del Rischio delle Infrastrutture di Trasporto

Il Programma Operativo Nazionale (PON) Ricerca e Competitività è uno dei sette programmi italiani finanziati tra il 2007 ed il 2013 dall'Unione Europea (UE) per favorire la “convergenza” ossia la crescita delle regioni in ritardo di sviluppo (Calabria, Campania, Puglia e Sicilia). Nell'ambito di tale programma è stato finanziato il progetto STRIT (Strumenti e tecnologie per la gestione del Rischio delle Infrastrutture di Trasporto), guidato dalla società consortile STRESS e che vede coinvolti diversi partner tra cui enti di ricerca quali UNINA (Università degli Studi di Napoli) e nello specifico il suo DiSt (Dipartimento di Strutture per l'Ingegneria e l'Architettura), AMRA (Centro di Competenza nel settore dell'Analisi e Monitoraggio del Rischio Ambientale), EUCENTRE (Centro Europeo di Formazione e Ricerca in Ingegneria Sismica), UNICAL (Università della Calabria), e società quali L&R srl, COFER srl, DISMAT srl, DIAGNOSIS srl, BOVIAR spa. Sono inoltre coinvolte come imprese socie partecipanti al progetto INPES PREFABBRICATI spa, STRAGO spa, D'APPOLONIA spa.

STRIT è un progetto di ricerca industriale che ha l'obiettivo di affrontare i temi cruciali inerenti la valutazione e la gestione dei rischi ambientali delle grandi infrastrutture sviluppando metodi e tecnologie, strumenti di intervento passivo (riduzione della vulnerabilità) e strumenti di monitoraggio e controllo in tempo reale (riduzione di vulnerabilità e/o esposizione). Il progetto è sviluppato in un'ottica multi-scala ovvero considerando sia le singole infrastrutture (ponti, gallerie e opere geotecniche), che l'intera *lifeline*. Inoltre prevede un ampio studio applicativo che risulti mirato allo sviluppo di soluzioni e materiali innovativi per l'adeguamento e la messa in sicurezza di strutture esistenti.

Pur essendo distribuite su tutti gli ambiti del progetto, le attività di AMRA avranno come contributo più rilevante la gestione in tempo reale del rischio sismico delle grandi infrastrutture attraverso lo sviluppo di sistemi di early warning sismico (EWS). L'obiettivo è quello di produrre modelli per l'analisi di pericolosità in tempo reale, per la *rapid damage detection* e per la stima della domanda di trasporto nell'immediato post-evento catastrofico nonché algoritmi per il controllo di sistemi semi-attivi di protezione strutturale (attrito variabile, smorzamento viscoso variabile o con fluidi controllabili) integrati con il sistema EWS. L'implementazione dell'intero sistema sarà possibile grazie ai dati acquisiti in tempo reale dalla rete accelerometrica ISNet (Irpina Seismic Network) operante nell'Appennino meridionale e di proprietà di AMRA.

Per sperimentare e dimostrare sul campo i metodi e le tecnologie sviluppate per singole opere o a livello di sistema infrastrutturale, i diversi partner svilupperanno *interventi dimostratori* integrati su un sistema infrastrutturale reale e prove su modelli in scala utilizzando anche tecniche avanzate di analisi (sperimentazione ibrida e telepresenza).

È previsto inoltre un progetto di formazione che si svolge parallelamente all'intero progetto di ricerca e che accompagna anche dal punto di vista tematico alcune fasi del progetto. L'obiettivo è formare figure professionali tecniche specializzate, in grado di interagire sia nei processi di generazione dell'innovazione sia in quelli di relativa applicazione, nel settore della gestione e mitigazione dei rischi per le grandi infrastrutture di trasporto (<http://www.formazione.progetto-strit.it>).

Gli autori

Renato Baciocchi

Professore aggregato di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica, Università degli Studi di Roma Tor Vergata.

Antonio Beneduce

Responsabile Tecnico Edilgen S.p.A.

Daniele Cazzuffi

Coordinatore attività "Geosintetici e Geotecnica Ambientale" presso CESI SpA a Milano. Presidente AGI-IGS. Past President IGS. Chairman CEN TC 189. Coordinatore dei Comitati Scientifico e di Indirizzo di RemTech.

Raffaele Cioffi

Professore ordinario di Scienza e Tecnologia dei Materiali, Dipartimento di Ingegneria, Università degli Studi di Napoli "Parthenope".

Francesco Colangelo

Professore aggregato di Materiali innovativi per l'ingegneria civile, Dipartimento di Ingegneria, Università degli Studi di Napoli "Parthenope".

Marco de Pertis

Collaboratore di ricerca, Dipartimento di Ingegneria, Università degli Studi di Napoli "Parthenope".

Daniela Ducci

Professore Straordinario di Geologia Applicata, Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale, Università degli Studi di Napoli Federico II.

Pietro P. Falciglia

Assegnista di ricerca, Dipartimento di Ingegneria Civile e Architettura, Università degli Studi di Catania.

Pietro Greco

Giornalista scientifico e scrittore, è direttore della rivista *Scienza & società* e condirettore del web journal *Scienzainrete*.

Ugo Leone

Già docente di Politica dell'Ambiente all'Università degli Studi di Napoli Federico II, è Presidente del Parco Nazionale del Vesuvio.

Ilaria Pietrini

Assegnista di ricerca presso il Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, sezione Geoscienze, Componente della Segreteria Scientifica di RemTech

Francesco Pirozzi

Professore Ordinario di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Dipartimento di Ingegneria Civile, Edile e Ambientale, Università degli Studi di Napoli Federico II. Coordinatore del Corso di Studio in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio.

Simonetta Tunesi

Consulenza Strategica Ambientale.

Federico G.A. Vagliasindi

Professore Ordinario di Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Dipartimento di Ingegneria Civile e Architettura, Università degli Studi di Catania.

Iason Verginelli

Assegnista di ricerca, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica, Università degli Studi di Roma Tor Vergata.